

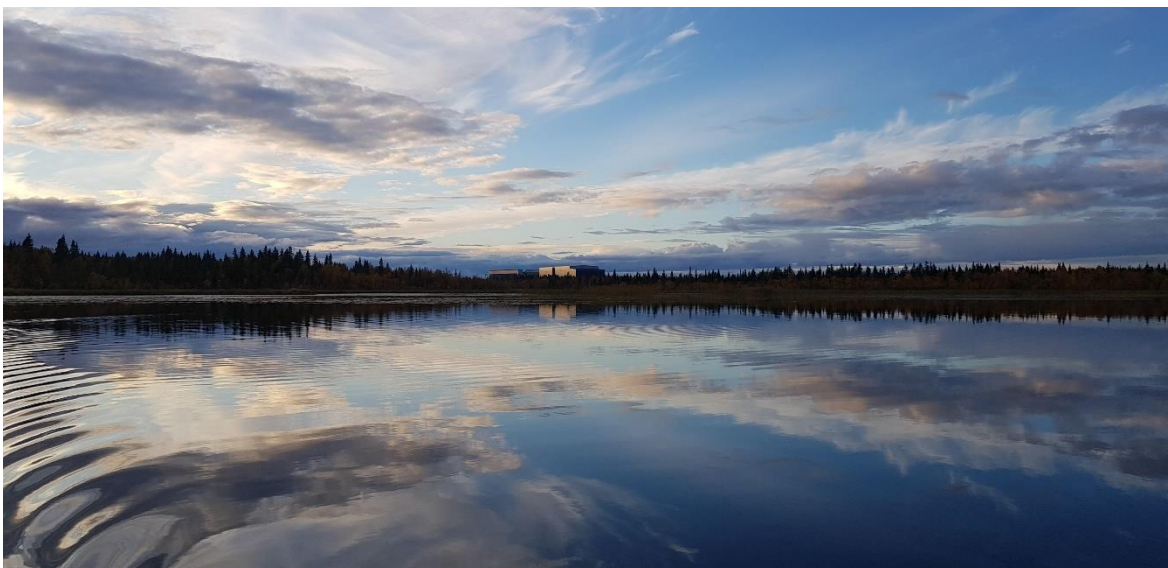


PELAGIA NATURE & ENVIRONMENT AB

PM 2022-03-04

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

På uppdrag av Kaunis Iron AB





## PELAGIA NATURE & ENVIRONMENT AB

---

**Adress:**

Industrivägen 14, 2 tr  
901 30 Umeå  
Sweden.

**Telefon:**

090-702 170  
(+46 90702 170)

**E-post:**

info@pelagia.se

**Hemsida:**

www.pelagia.se

---

---

**Författare:**

Björn Rydvall  
Johan Lidman

**Direkt:**

090702175

**Kvalitetsgranskat av:**

Annelie Lagesson

---

**Omslagsbild:**

Kaunisjärvi

**Foto:**

Isabelle Svensson

**Kartor:**

Lantmäteriets Öppna data

---

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

## Sammanfattning

Sedan år 2018 bedriver Kaunis Iron AB (KIAB) järnmalmsbrytning vid Tapuli gruva utanför Kaunisvaara, ca 25 km norr om Pajala i Norrbottens län. KIAB ansökte 2019-07-19 om tillstånd enligt 9 och 11 kap. miljöbalken till fortsatt och utökad gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva. I ansökan ingick en miljökonsekvensbeskrivning (MKB), Bilaga H, med tillhörande underbilagor. Ansökan har därefter kompletterats i ett par omgångar med svar på inkomna yttranden, däribland en uppdatering av MKB som gavs in 2021-03-31.

Efter att ansökan gavs in har yttranden inkommit och utredningar och fältundersökningar fortsatt, vilket bland annat omfattat uppdatering av PM angående processvattenhalter, spädningsförhållanden vid bräddning till Muonio älv samt masstransport och recipienthalter efter genomförd efterbehandling. Med anledning av de uppgifter som kommit fram i dessa utredningar har behov uppkommit att uppdatera de miljöbedömningar som baserats på tidigare framtagna uppgifter. Slutsatserna för respektive bedömning har inte ändrats i förhållande till tidigare bedömning och ingiven MKB.

I föreliggande PM redovisas uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer under pågående verksamhet, för driftskedet för den ansökta utökade verksamheten samt för skedet efter avslutad verksamhet och genomförd efterbehandling. Uppdatering har även skett för bedömningar gällande eventuell påverkan på Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem för såväl pågående som sökt verksamhet.

Den nuvarande gruvverksamhetens eventuella påverkan på akvatiska organismer följs upp regelbundet inom ramen för bolagets egenkontroll. Resultaten från dessa undersökningar har visat att det inte finns risk för negativ påverkan på akvatiska organismer i Muonio älv, annat än direkt nedströms utsläppspunkten för bräddvattnet där viss påverkan från eutrofiering har noterats. Den ansökta verksamheten bedöms i slutskedet, vid full utbrytning av dagbrotten, kunna medföra en ökad risk för påverkan inom delar av omblandningszonen, men bedöms inte riskera att orsaka någon negativ påverkan av betydelse på Muonio älv. Efter genomförd efterbehandling bedöms verksamheten inte kunna medföra någon negativ påverkan av betydelse på Muonio älv.

Diffusa avrinning från verksamhetsområdet bedöms inte orsaka någon negativ påverkan av betydelse på akvatiska organismer i omkringliggande vattendrag, vare sig under pågående verksamhet, ansökt verksamhet eller efter avslutad verksamhet och genomförd efterbehandling.

Delar av Kaunisvaara-området tillhör Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem. Inom området återfinns de utpekade naturtyperna *Mindre vattendrag* och *Större vattendrag*, samt de utpekade arterna utter, stensimpa samt lax. Varken den pågående eller den ansökta verksamheten bedöms kunna orsaka någon negativ påverkan av betydelse på utpekade arter eller naturtyper.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

## Innehållsförteckning

<b>1 Inledning</b> .....	<b>1</b>
<b>2 Bakgrund och genomförande</b> .....	<b>1</b>
<b>3. Bedömning av påverkan på akvatiska organismer</b> .....	<b>2</b>
3.1 Bedömningsgrunder, gränsvärden och (noll)effektkoncentrationer.....	2
3.2 Nuvarande verksamhet .....	11
3.2.1 Toxicitet i bräddvatten.....	11
3.2.2 Påverkan av bräddvatten på akvatiska organismer .....	14
Samlad bedömning av risk för påverkan på akvatiska organismer.....	17
3.2.3 Miljöpåverkan från diffus avrinning under nuvarande verksamhet.....	18
3.3 Ansökt verksamhet.....	21
3.3.1 Toxicitet i bräddvatten.....	21
3.3.2 Bedömning av risk för påverkan på akvatiska organismer i Muonio älv.....	25
3.3.2.1 Bedömd påverkan från bräddning till Muonio älv år 11 .....	27
3.3.2.2 Bedömd påverkan vid modellerade extremscenarior – maxhalter .....	28
3.3.3 Påverkan av bräddvatten på fiskmigration .....	28
3.3.4 Miljöpåverkan från diffus avrinning under sökt verksamhet.....	29
3.4 Miljöpåverkan efter avslutad och efterbehandlad verksamhet .....	31
3.4.1 Miljöbedömning av eventuella toxiska effekter från avslutad och efterbehandlad verksamhet .....	31
3.5 Kumulativa effekter med ansökt verksamhet vid Hannukainen.....	33
3.5.1 Kumulativa effekter på akvatiska organismer av de ansökta gruvverksamheterna .....	34
3.5.2 Kumulativa effekter på fiskmigration.....	36
<b>4. Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem</b> .....	<b>37</b>
4.1 Natura 2000 - Nulägesbeskrivning .....	37
4.2 Natura 2000 - konsekvensbedömning pågående verksamhet .....	41
4.2.1 Naturtyper .....	41
4.2.2 Utpekade arter .....	42
4.3 Natura 2000 - konsekvensbedömning ansökt verksamhet .....	43
4.3.1 Naturtyper .....	43
4.3.2 Utpekade arter .....	43
4.4 Samlad bedömning Natura 2000 .....	44
<b>5 Referenser</b> .....	<b>45</b>

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

## 1 Inledning

Sedan år 2018 bedriver Kaunis Iron AB (KIAB) järnmalmsbrytning vid Tapuli gruva utanför Kaunisvaara, ca 25 km norr om Pajala i Norrbottens län.

KIAB ansökte 2019-07-17 om tillstånd enligt 9 och 11 kap. miljöbalken till fortsatt och utökad gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva. I ansökan ingick en miljökonsekvensbeskrivning (MKB), Bilaga H, med tillhörande underbilagor. Ansökan har därefter kompletterats i ett par omgångar med svar på inkomna yttranden, däribland en uppdatering av MKB som gavs in 2021-03-31.

Efter att ansökan gavs in har arbeten med utredningar och fältundersökningar fortsatt, vilket bland annat omfattat uppdatering av PM angående processvattenhalter, spädningsförhållanden vid bräddning till Muonio älv samt masstransport och recipienthalter efter genomförd efterbehandling. Med anledning av de uppdaterade uppgifter som kommit fram i dessa utredningar har behov uppkommit att även uppdatera delar av tidigare inlämnade miljöbedömningar.

## 2 Bakgrund och genomförande

De underlag som låg till grund för bedömning av artförekomster och naturvärden i MKB (2021-03-31) har nyttjats även för detta PM (Bilaga H3, H9 samt H15). Därutöver har kompletterande information från de akvatiska recipientutredningar och riktade artinventeringar 2019–2021 tagits med:

- Miljöundersökningar i ytvattenförekomster kring järnmalmsgruvan i Kaunisvaara, Pajala kommun, år 2019 (Pelagia, 2020a)
- Miljöundersökningar i ytvattenförekomster kring järnmalmsgruvan i Kaunisvaara, Pajala kommun, år 2020 (Pelagia, 2021b)
- Vattenprovtagning i våtmarker vid Kaunisvaara 2019–2020 (Bilaga H14, Pelagia, 2021e)
- Inventering av flodpärlmussla i Muonio älv, Mellajoki och Aareajoki, september 2020 (Pelagia, 2021d)
- Kartering av vattenvegetation Muonio älv (Pelagia, 2021a)

Uppgifter kring påverkan på vattenföring, bräddvattnets karaktär och påverkan på recipienten samt beräkningar av masstransporter och haltförändringar i ett efterbehandlingsskede har hämtats ur bilagor till M 2090–19, mars 2022:

- Bilaga 1.1 Beräkning av masstransport och recipienthalter i ett efterbehandlingsperspektiv (Geosyntec, 2022a)
- Bilaga A2.E Processvattensammansättning (Geosyntec 2022b)
- Bilaga H20 Verifiering av resultat för hydrologisk modell (WSP, 2022b)

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### 3. Bedömning av påverkan på akvatiska organismer

Bedömningen av påverkan på akvatiska organismer till följd av utsläpp till vatten från verksamheten, såväl under drift som efter avslutad verksamhet och genomförd efterbehandling, har inledningsvis omfattat samtliga ämnen som analyserats i bräddvattnet. Ämnen med svenska bedömningsgrunder och gränsvärden enligt Havs- och vattenmyndighetens (HaV) föreskrift HVMFS 2019:25 (HaV, 2019) har bedömts, dvs. ämnen klassade som särskilda förorenande ämnen (SFÄ) enligt Bilaga 2 samt ämnen klassade som prioriterade ämnen (prio-ämnen) enligt Bilaga 6 (Tabell 1). Utöver ämnen med svenska bedömningsgrunder eller gränsvärden har bedömningen även inkluderat andra ämnen vars halter uppmätts eller beräknats som mer än marginellt förhöjda. De uppmätta halterna har jämförts mot gällande bedömningsgrunder/gränsvärden och/eller mot lägsta observerade nolleffekt-koncentrationen (NOEC)/effekt-koncentrationen (LOEC) som rapporterats för respektive ämne.

Tabell 1. De särskilda förorenande ämnen och prioriterade ämnen, enligt Bilaga 2 och Bilaga 6 till HVMFS 2019:25, som bedömts i rapporten.

Särskilda förorenande ämnen	Prioriterade ämnen
Arsenik (As)	Kadmium (Cd)
Krom (Cr)	Kvicksilver (Hg)
Koppar (Cu)	Nickel (Ni)
Uran (U)	Bly (Pb)
Zink (Zn)	
Ammoniak (NH <sub>3</sub> -N)	
Nitratkväve (NO <sub>3</sub> -N)	

#### 3.1 Bedömningsgrunder, gränsvärden och (noll)effekt-koncentrationer

Dagens svenska kemiska gränsvärden och bedömningsgrunder är härledda enligt EU:s vägledningsdokument CIS27 (European Commission, 2011), och grundar sig på data från toxicitetstester utförda enligt standardiserade protokoll. Testerna ska ha utförts på minst tre organismgrupper från tre trofiska nivåer enligt följande: fisk, kräftdjur och alger (och/eller makrofyter). Allt övrigt tillgängligt data (för alla testade organismer) som uppfyller kraven enligt EU:s vägledning ska även inkluderas. I testen utreds både akut och kronisk toxicitet där gränsvärden för akut toxicitet (motsvarar maximal tillåten halt under året/maxhalt) avser att skydda de flesta arter mot tillfälliga och övergående händelser, medan gränsvärden för kronisk toxicitet (motsvarar årsmedel) avser att skydda även de mest känsliga arterna mot alla negativa effekter under obestämd exponeringstid.

Kemiska gränsvärden tas fram med hjälp av NOEC som är den högsta testade koncentrationen där inga signifikanta effekter observerats för den känsligaste testade organismen (Tabell 2). NOEC divideras med en säkerhetsfaktor (AF:  $\geq 10$ ) vars storlek beror på datatillgängligheten. För underlag där NOEC saknas kan NOEC bedömas utifrån lägsta observerade effekt-koncentration (LOEC) där NOEC uppskattas genom  $LOEC/2$ .

I de fall där dataunderlaget är stort, till exempel för krom, tas gränsvärdet fram utifrån en

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

artkänslighetskurva (species sensitivity distribution curve) där Hazardous Concentration 5 (HC<sub>5</sub>) beräknas, vilket är den koncentration som anses säker för 95 % av alla arter. Efter att HC<sub>5</sub> tagits fram appliceras en säkerhetsfaktor (AF: 1-5) för att säkerställa att även känsligare organismer än de som testas skyddas.

### **Ämnen med svenska bedömningsgrunder eller gränsvärden enligt HVMFS 2019:25**

#### *Arsenik*

Bedömningsgrunden för arsenik är 0,5 µg/l gällande årsmedelvärde och 7,9 µg/l som maximal tillåten halt under året, i båda fallen med hänsyn till naturlig bakgrundshalt. Bedömningsgrunden är framtagen från LOEC. Lägsta LOEC som rapporterats är för kräftdjur (*Daphnia pulex*) vid 10 µg/l och lägsta EC<sub>50</sub> (akut toxicitet) vid 79 µg/l för grönalg (*Scenedesmus acutus*). Lägsta rapporterade NOEC för fisk (*Oncorhynchus kisutch*, silverlax) är vid 300 µg/l (ITM, 2013; Lepper m.fl., 2007).

#### *Krom*

Bedömningsgrunden för krom gällande årsmedel är 3,4 µg/l. Bedömningsgrunden är framtagen utifrån en artkänslighetskurva. Lägsta rapporterade NOEC (kronisk toxicitet) är för kräftdjur (*Daphnia magna*) vid 0,0005 µg/l. Lägsta rapporterade EC<sub>50</sub> (akut toxicitet) är för kräftdjur (*Moina australiensis*) vid 20 µg/l. För fisk (*Salvelinus fontinalis*, bäckröding) är lägsta rapporterade NOEC 10 µg/l (Maycock m.fl., 2007).

#### *Koppar*

Bedömningsgrunden för koppar avser biotillgänglig halt och är satt till 0,5 µg/l för årsmedel. Bedömningsgrunden är framtagen utifrån en artkänslighetskurva. Lägsta NOEC (kronisk toxicitet) som rapporterats är för fisk (*Pimephales notarus*, trubbnoslöja) vid 1,3 µg/l (ITM, 2013).

#### *Uran*

Bedömningsgrunden för uran är satt till 0,17 µg/l för årsmedel och 8,6 µg/l för maximal tillåten halt under året. Hänsyn ska tas till bakgrundshalt. Bedömningsgrunden är framtagen utifrån en artkänslighetskurva av det holländska hälso- och miljöinstitutet (RIVM), där allt uran antagits förekomma i full biotillgänglig form (van Herwijnen och Verbruggen, 2014). RIVM anger dock att utvärdering av uran utifrån biotillgänglig halt kan komma att användas när ett större dataunderlag möjliggör användning av Biomet-metoden, vilken idag används för beräkning av biotillgänglig halt av koppar, zink, nickel och bly. Beräkning av uranspecies (förekomstformer) i ett vattenprov med en känd halt totalt löst uran kan idag beräknas genom geokemisk modellering med programvaror som t.ex. Phreeqc eller VisualMinteq.

Lägsta rapporterade NOEC (kronisk toxicitet) samt EC<sub>50</sub> (akut toxicitet) är för grönalger (*Chlorella* sp.) vid 2,7 µg/l respektive 67 µg/l (van Herwijnen & Verbruggen, 2014). Urans biotillgänglighet och toxicitet beror till stor del på övrig vattenkemi (Beaugelin-Seiller m.fl. 2011; Goulet m.fl. 2011; Riethmuller m.fl. 2001; Sone, 2015) vilket troligt förklarar den stora variationen i datat i underlagsrapporten för bedömningsgrunden (van Herwijnen & Verbruggen, 2014).

Om effektkoncentrationerna däremot jämförs med beräknade biotillgängliga koncentrationer av uran i testlösningarna fås en god överensstämmelse mellan

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

effekt-koncentration och bedömningsgrunden (Kemakta, 2021), vilket tyder på att det är de biotillgängliga fraktionerna som är avgörande för urantoxiciteten.

För att ett ämne ska kunna orsaka en toxisk effekt på en organism behöver ämnet passera från omgivande medium, via ett biologiskt membran, in i organismen där det påverkar olika biologiska funktioner. Transporten av ett ämne från den omgivande miljön och in i organismen beror av hur väl ämnet kan passera biologiska membran, vilka utgör organismens skydd mot sin omgivning. Hur effektivt ämnen kan passera membran och tas upp av organismen varierar mellan olika typer av membran. Hos till exempel fisk är gälarna den viktigaste upptagsvägen för lösta metaller. Eftersom olika förekomstformer av ett ämne har olika egenskaper, skiljer sig de olika förekomstformernas förmåga att passera biologiska membran, och därmed kan deras biotillgänglighet variera stort.

Summan av de beräknade koncentrationerna av  $UO_2^{2+}$  och  $UO_2OH^+$  antas utifrån gjorda undersökningar utgöra huvuddelen av den biotillgängliga koncentrationen av uran (Kemakta, 2021), vilket visat sig korrelera väl mot observerade effekt-koncentrationer och bedömningsgrunder. Utifrån sambandet mellan biotillgänglighet av uran och observerade negativa effekter är det därför relevant att riskbedöma toxiska effekter från uran utifrån biotillgänglig halt.

Uran kan även tas upp via födoexponering, vilket i vissa fall kan leda till sekundärförgiftning. Risken för sekundärförgiftning varierar dock stort i födoväven och för uran ses ofta en minskad risk med ökad placering i näringskedjan (Kraemer och Evans, 2012; Pelagia, 2021c). Upptag av uran via födoexponering har inte varit styrande för framtagande av bedömningsgrunden för uran (0,17  $\mu\text{g}/\text{l}$  + bakgrundshalt) då de koncentrationer löst uran i vatten som varit kopplade till negativa effekter på grund av födoexponering (sekundär förgiftning) varit högre än de koncentrationer som gett toxiska effekter via direkt exponering via vattnet.

Både mårddjur, till exempel utter, och fiskätande fågelarter (Pelagia, 2020b) i området kring gruvan exponeras för uran via konsumtion av fisk. Toxiska effekter på utter har, med en säkerhetsfaktor på 30, beräknats kunna uppstå vid konsumtion på fisk med urankoncentration  $> 0,75 \text{ mg}/\text{kg}$  (Kemakta, 2021). Samma beräkning för sekundärförgiftning från fisk kan appliceras för andra mårddjur med liknande konsumtionsförhållanden mellan kroppsvikt och dagligt födointag. Med antagande att liknande toxisk respons sker hos fiskätande fåglar med dagligt fiskintag på 22 % av kroppsvikten (Sjöberg, 1987) kan ett riktvärde gällande sekundärförgiftning från helfisk beräknas till ca 0,42  $\text{mg}/\text{kg}$  för en fiskätande andfågel med säkerhetsfaktor inkluderad. Undersökningar vid andra gruvverksamheter med förhöjda uranhalt i recipientvatten har en medelkoncentration på 0,15  $\text{mg}/\text{kg}$  observerats i helfisk vid exponering för en årsmedelhalt på 1,54  $\mu\text{g}/\text{l}$  (Pelagia, 2021f).

### Zink

Bedömningsgrunden för zink avser biotillgänglig halt och är satt till 5,5  $\mu\text{g}/\text{l}$  för årsmedel. Hänsyn ska tas till bakgrundshalten i recipienten. Bedömningsgrunden är framtagen utifrån en artkänslighetskurva. Lägsta rapporterade NOEC (kronisk toxicitet) är för grönalg (*Pseudokirchneriella subcapitata*) vid 19,7  $\mu\text{g}/\text{l}$ . Lägsta rapporterade LC<sub>50</sub> (akut toxicitet) är för kräftdjur (*Daphnia magna*) vid 70  $\mu\text{g}/\text{l}$ . Lägsta rapporterade NOEC för fisk (*Oncorhynchus mykiss*, regnbågslax) är vid 25  $\mu\text{g}/\text{l}$  (Maycock m.fl., 2010).



PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

#### Nitrat

Bedömningsgrunden för nitrat är satt till 2 200 µg/l gällande årsmedel och 11 000 µg/l för maximal tillåten halt under året. Bedömningsgrunden är framtagen utifrån en artkänslighetskurva. Lägsta rapporterade NOEC (kronisk toxicitet) är för juveniler av fiskarten galaxias (*Galaxias maculatus*) vid 11 200 µg/l och lägsta rapporterade LC<sub>50</sub> (akut toxicitet) är för märlkräfta (*Echinogammarus echinosetosus*) vid 63 000 µg/l (Sahlin & Ågerstrand, 2018a).

#### Ammoniak

Bedömningsgrunden för ammoniak är satt till 1,0 µg/l för årsmedel respektive 6,8 µg/l för maximal tillåten halt under året. Bedömningsgrunden är framtagen från NOEC. Lägsta rapporterade NOEC (kronisk toxicitet) är för musslor (*Lampsilis fasciola*) vid 9,5 µg/l och lägsta rapporterade LC<sub>50</sub> (akut toxicitet) är för fisk (*Oncorhynchus gorbuscha*, puckellax) vid 680 µg/l (ITM, 2013; WFD-UKTAG, 2007).

#### Kadmium

Gränsvärdet för kadmium har tagits fram utifrån en artkänslighetskurva och ska justeras mot vattnets hårdhet. Gränsvärdet varierar mellan 0,08–0,25 µg/l för årsmedel och 0,45–1,5 µg/l för maximal tillåten halt under året. Lägsta NOEC (kronisk toxicitet) som rapporterats är för fisk (*Salmo salar*, atlantlax) vid 0,47 µg/l. Lägsta halt för EC<sub>50</sub> (akut toxicitet) är även det för fisk (*Salvelinus fontinalis*, bäckröding), vid 2,60 µg/l (WFD, 2005).

#### Kvicksilver

Gränsvärdet för kvicksilver avser för årsmedel halten i biota (fiskmuskel) och för maximal tillåten halt under året löst koncentration i vatten, och uppgår till 20 µg/kg respektive 0,07 µg/l. Gränsvärden för kvicksilver överskrids generellt i Sveriges ytvattenförekomster till följd av atmosfärisk deposition. Lägsta rapporterade NOEC (subkronisk toxicitet) respektive lägsta LOEC (akut exponering) är för grönalg (*Scenedesmus acuminatus*) vid 0,2 µg/l och för guldfisk (*Carassius auratus*) vid 0,7 µg/l (WDF, 2005b).

#### Nickel

Gränsvärdet för nickel är framtaget utifrån en artkänslighetskurva och avser biotillgänglig halt. Gränsvärdet är satt till 4 µg/l för årsmedel. Lägsta rapporterade NOEC (kronisk toxicitet) är för mollusker (*Lymnea stagnalis*, stor dammsnäcka) vid 6,8 µg/l. Lägsta rapporterade EC<sub>50</sub> (akut toxicitet) är för grönalg (*Pediastrum duplex*) vid 60 µg/l. För fisk (*Brachydanio rerio*, zebrafisk) är lägsta rapporterade NOEC vid 40 µg/l (WFD, 2011b).

#### Bly

Gränsvärdet för bly avser biotillgänglig halt och är satt till 1,2 µg/l för årsmedel och 14 µg/l för maximalt tillåten halt under året. Gränsvärdet är framtagen utifrån en artkänslighetskurva. Lägsta LOEC (kronisk toxicitet) har rapporterats för dammsnäcka (*Lymnea stagnalis*) vid 1,7 µg/l. Lägsta rapporterade EC<sub>50</sub> (akut toxicitet) är för grönalg (*Pseudokirchneriella subcapitata*) vid 80,3 µg/l. För fisk är lägsta observerade NOEC på fisk (*Pimephales promelas*, knölskallelöja) vid 29,3 µg/l (WFD, 2011a).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Tabell 2. Bedömningsgrunder och gränsvärden (årsmedelhalt och maximal tillåten halt under året) samt respektive underlag för särskilda förorenande ämnen och prioriterade ämnen enligt HVMFS 2019:25.

SfÅ	Bedömningsgrund Sverige Årsmedel /Maxhalt (µg/l)	Underlag
<b>Arsenik</b> (As)	0,5 <sup>a</sup> /7,9 <sup>a</sup>	<b>Kronisk toxicitet</b> <b>LOEC</b> 10 µg/l Kräftdjur ( <i>Daphnia pulex</i> .) <b>Akut toxicitet</b> <b>EC<sub>50</sub></b> 79 µg/l grönalg ( <i>Scenedesmus acutus</i> ) ITM, 2013; Lepper m.fl. 2007
<b>Koppar</b> (Cu)	0,5 <sup>b</sup>	<b>Kronisk</b> <b>NOEC</b> (normaliserat till pH, hårdhet och DOC) 1,3 µg/l Fisk ( <i>Pimephales notatus</i> ) <b>Akut toxicitet</b> -saknas ITM, 2013
<b>Krom</b> (Cr VI)	3,4	<b>Kronisk</b> <b>NOEC</b> 0,0005 µg/l Kräftdjur ( <i>Daphnia magna</i> ) <b>Akut toxicitet</b> <b>EC<sub>50</sub></b> 20 µg/l Kräftdjur ( <i>Moina australiensis</i> ) Maycock m.fl. 2007
<b>Uran</b> (U)	0,17 <sup>a</sup> /8,6 <sup>a</sup>	<b>Kronisk</b> <b>NOECs</b> (geometriskt medel) 2,7 µg/l Alger ( <i>Chlorella</i> sp.) <b>Akut toxicitet</b> <b>EC<sub>50</sub></b> 67 µg/l Alger ( <i>Chlorella</i> sp.) van Herwijnen & Verbruggen, 2014
<b>Zink</b> (Zn)	5,5 <sup>ab</sup>	<b>Kronisk</b> <b>NOECs</b> (geometriskt medel) 19,7 µg/l Alger ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ) <b>Akut toxicitet</b> <b>LC<sub>50</sub></b> 70 µg/l Kräftdjur ( <i>Daphnia magna</i> ) Maycock m.fl. 2010
<b>Ammoniak</b> (NH <sub>3</sub> -N)	1,0 /6,8	<b>Kronisk</b> <b>LC<sub>10</sub></b> 0,0095 mg/l Mussla ( <i>Lampsilis fasciola</i> ) <b>Akut toxicitet</b> <b>LC<sub>50</sub></b> 0,68 mg/l Puckellax ( <i>Oncorhynchus gorboscha</i> ) ITM, 2013; WFD-UKTAG, 2007
<b>Nitrat</b> (NO <sub>3</sub> -N)	2 200	<b>Kronisk</b> <b>NOECs</b> 11,2–26 mg/l (hårdhet 14–99 mg CaCO <sub>3</sub> /l) <b>Akut toxicitet</b> <b>LC<sub>50</sub></b> 63mg/l Märkräfta ( <i>Echinogammarus echinosetosus</i> ) Sahlin & Ågestrand, 2018a.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Fortsättning Tabell 2		
Prioriterade ämnen	Gränsvärde EU Årsmedel/Maxhalt (µg/l)	Underlag
<b>Bly</b> (Pb)	1,2 <sup>b</sup> / 14	<b>Kronisk</b> <b>LOECs</b> 1,7 µg/l (vid pH 7,3; hårdhet 83 mg CaCO <sub>3</sub> /l) Blötdjur ( <i>Lymnaea stagnalis</i> ) 8,42 µg/l (vid pH 7,2; hårdhet 24 mg CaCO <sub>3</sub> /l) Alg ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ) <b>Akut toxicitet</b> <b>LC/EC<sub>50</sub></b> 80,3 µg/l grönalg ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ) WFD, 2011a
<b>Kadmium</b> (Cd)	0,08 – 0,25 / 0,45–1,5 (beroende på hårdhetsklass)	<b>Kronisk</b> <b>LOEC</b> 1–10 µg/l Kräftdjur ( <i>Daphnia</i> ) Ekvation om känd hårdhet: PNEC <sub>regional</sub> = 0,09 (hårdhet/50) <sup>0.7409</sup> <b>Akut toxicitet</b> <b>EC<sub>50</sub></b> 2,60 µg/l Bäckeröding ( <i>Salvelinus fontinalis</i> ), justerad mot hårdhet (50 mg CaCO <sub>3</sub> /l) WFD, 2005a.
<b>Kvicksilver</b> (Hg) i biota (fisk) / vatten	20 µg/kg <sup>c</sup> / 0,07 <sup>d</sup>	<b>Kronisk</b> <sup>c</sup> <b>NOEC</b> 0,22 mg/kg Apa ( <i>Macaca mulatta</i> ) Sekundärförgiftning 0,2 µg/l Grönalg ( <i>Scenedesmus acuminatus</i> ) Subkronisk exponering <b>Akut toxicitet</b> <sup>d</sup> <b>LC<sub>50</sub></b> 0,7 µg/l Guldfisk ( <i>Carassius auratus</i> ) WDF, 2005b.
<b>Nickel</b> (Ni)	4 <sup>b</sup> / 34	<b>Kronisk</b> <b>NOEC/EC<sub>10</sub></b> 6,8 µg/l Blötdjur ( <i>Lymnaea stagnalia</i> ) <b>Akut toxicitet</b> <b>LC/EC<sub>50</sub></b> 60 µg/l Grönalg ( <i>Pedastrium duplex</i> ) WFD, 2011b

<sup>a</sup> Hänsyn ska tas till bakgrundshalt

<sup>b</sup> Avser biotillgänglig halt

<sup>c</sup> Avser i biota

<sup>d</sup> Avser i vatten

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### *Ämnen som saknar svenska bedömningsgrunder eller gränsvärden enligt HVMFS 2019:25*

Nedan listas nolleffektkoncentrationer/effektkoncentrationer och information kring ämnen för vilka det saknas svenska bedömningsgrunder eller gränsvärden enligt HVMFS 2019:25. Ämnena förekommer i förhöjda halter i den befintliga verksamhetens processvatten eller har modellerats i förhöjda halter för den ansökta verksamheten. Dessa ämnen inkluderar sulfat, klorid, kalium, magnesium, natrium, kobolt och xantat. Riskbedömningen för dessa ämnen har utgått från jämförelse med föreslagna gränsvärden, gräns-/riktvärden från USA och Kanada (Tabell 3), underlag till dessa gräns-/riktvärden och/eller toxicitetsdata från utförda forskningsstudier.

#### *Sulfat*

Vad gäller sulfat tog Stockholms universitet (Sahlin & Ågerstrand, 2018b, på uppdrag av HaV) fram förslag på bedömningsgrunder för sulfat 2018. Förslaget antogs inte i den nya revideringen av föreskrifterna (HVMFS 2019:25). Bland annat tillät det då befintliga underlaget endast en deterministisk härledning (NOEC/AF) för hårdhetsindelade gränsvärden (en probabilistisk härledning, HC<sub>5</sub>/AF, är önskvärd). De hårdhetsindelade bedömningsgrunder (deterministisk härledning) gällande sulfat som då föreslogs men som inte antogs var 15–56 mg/l för årsmedelvärde och 59,6–317,8 mg/l för maximal tillåten halt.

Huruvida sulfat är toxiskt eller inte för vattenlevande organismer har i många studier visats bero på vattnets hårdhet, där toxiciteten minskar med ökad hårdhet, åtminstone upp till en viss (hög) nivå. Vidare finns tecken på att toxiciteten även beror på en rad andra faktorer, däribland olika molförhållanden av kalcium, magnesium, klorid och eventuellt kalium. Det finns därför en stor spridning i resultat från toxicitetsstudier där toxiciteten varierar stort bland annat beroende på vattenkemi, testorganism, responsvariabel och exponeringstid (Meays & Nordin, 2013; Sahlin & Ågerstrand, 2018b).

I Kanada finns hårdhetsjusterade riktvärden (probabilistisk härledning) för sulfat som är mellan 128–429 mg/l (månadsmedelvärde) beroende på vattnets hårdhet (Meays & Nordin, 2013). För bräddvatten från gruvor, där vattnets hårdhet normalt är hög, är därför det kanadensiska riktvärdet oftast 309 eller 429 mg/l. I den kanadensiska underlagsrapporten medges att det finns en stor variation i underlagsdatat vilket leder till osäkerheter i härledningen (Meays & Nordin, 2013). Härledningen av de kanadensiska riktvärdena har fått viss kritik för att ha använt en, enligt den europeiska vägledningen (European Commission, 2011), för låg säkerhetsfaktor (AF=2) i relation till osäkerheten i underlaget. Skulle den högsta säkerhetsfaktorn användas, dvs. AF=5 i stället för 2 skulle riktvärdet för vatten med den högsta hårdhetsklassen (> 180 mg/l CaCO<sub>3</sub>, vilken förväntas i bräddvatten från gruvverksamhet) bli 172 mg/l.

#### *Klorid*

Riktvärden för klorid finns framtagna i Kanada och USA. Riktvärdet för årsmedel varierar mellan 120–230 mg/l och för maxhalt mellan 600–840 mg/l beroende på lokala förutsättningar (CCME, 2011). Lägsta halt där toxiska effekter observerats varierar stort med hårdheten på vattnet och där studier visat på kroniska effekter vid 64–1 836 mg/l beroende på vattnets hårdhet (Elphick, Bergh & Bailey, 2011; Soucek m.fl., 2011). Den negativa effekten av klorid har även observerats avta vid ökad sulfathalt från 20 mg/l upp till 600 mg/l (Elphick, Bergh & Bailey, 2011).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### *Kalium och magnesium*

För kalium och magnesium saknas riktvärden att jämföra uppmätta halter mot. Det finns endast ett fåtal studier som exklusivt har utrett toxiska effekter från kalium och magnesium. Kroniska och akuta effekter av magnesium har i dessa observerats hos blötdjur vid exponering för 5,6 mg/l respektive 96 mg/l (van Dam m.fl. 2010). För kalium har kroniska effekter respektive akuttoxiska effekter observerats hos kräftdjur vid 6,2 mg/l respektive 17,7 mg/l (Freitas & Rocha, 2011).

### *Natrium*

För natrium saknas riktvärden och/eller (noll)effektkoncentrationer för jämförelse. Studier har visat att för de ämnen som bidrar till ökad salinitet i vatten, så som klorid, magnesium, kalium och natrium, är natrium det ämne med lägst toxicitet (Schuler m.fl., 2018). Det saknas underlag för att utreda toxiciteten för natrium då toxiciteten ofta är högre hos det ämne som tillsammans bildar den molekyl som undersöks, men natrium bedöms inte vara styrande för akvatisk toxicitet.

### *Kobolt*

Stubblefield m.fl. producerade nyligen (2020) toxicitetsdata för kobolt i sötvatten för att kunna härleda ett probabilistiskt gränsvärde (artkänslighetskurva), enligt europeiska kriterier (European Commission, 2011). Det föreslagna kroniska gränsvärdet som togs fram i studien, är 1,8 µg/l. Det lägsta rapporterade LOEC (kronisk toxicitet) och LC<sub>50</sub> (akut toxicitet) är för andmat (*Lemna minor*) vid 4,9 µg/l och respektive 90,1 µg/l. Motsvarande det föreslagna gränsvärdet enligt den europeiska vägledningen, togs även ett förslag fram enligt den amerikanska vägledningen (från samma underlag) vilket är 7,13 µg/l. Kanada har sedan tidigare ett kroniskt gränsvärde för kobolt på 4 µg/l (British Columbia, 2004).

### *Xantater*

Det saknas riktvärden för xantater. Xantater är en grupp ämnen som inom sökt verksamhet avses användas i den planerade flotationsprocessen. Toxiciteten av xantat varierar beroende på vilken variant som avses, men toxiska effekter har observerats hos grönalga (*Pseudokirchneriella subcapitata*) vid 0,43 mg/l (kronisk toxicitet) respektive 0,5 mg/l (akut toxicitet). I toxicitetstesterna har fisk observerats vara mindre känslig för xantatexponering där lägsta effektkoncentrationen för akut toxicitet observerats vid 11 mg/l (DCE, 2016).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Tabell 3. Förslag på gräns-/riktvärden från USA och Kanada samt lägsta rapporterade (noll)effektkoncentrationer (NOEC/LOEC) för ämnen som saknar svenska bedömningsgrunder eller gränsvärden.

Ämne	Gräns-/riktvärde (mg/l)		NOEC/LOEC (mg/l)	
	Årsmedel	Maxhalt	Kronisk	Akut
Kalium	-	-	17,7	-
Klorid	120–230	600–860	64	
Kobolt (µg/l)	1,8 <sup>a</sup>	110	4,9	90,1
Magnesium	-	-	5,6	96
Natrium	-	-	-	-
Sulfat (SO <sub>4</sub> )	128-429 <sup>b</sup>		53	426
Xantater				
Kaliumamylxantat			0,43	0,5
Natriumisopropylxantat				0,5

<sup>a</sup> Föreslaget gränsvärde enligt EU:s vägledning (Stubblefield m.fl., 2020)

<sup>b</sup> Kanadensiskt hårdhetsjusterat riktvärde (30 dagars medel) (Meays & Nordin, 2013)

### **Kombinationseffekter**

När flera ämnen, med potentiellt toxiska effekter, uppträder samtidigt kan den toxiska effekten ibland bli större (additiv eller synergistisk effekt) eller lägre (motverkande eller antagonistisk effekt) än effekten av de enskilda ämnena var för sig. Huruvida toxiciteten ökar eller minskar när ämnen uppträder tillsammans skiljer sig åt beroende vilka ämnen som organismer exponeras för (Norwood m.fl., 2003).

Risken att toxiska kombinationseffekter orsakar effekter på akvatiska organismer bedöms vara högre när uppmätta halter är närmare gränsvärden, bedömningsgrunder och observerade effektkoncentrationer än när uppmätta halter är långt ifrån dessa värden.

### **Påverkan på fiskmigration**

Utöver en bedömning av eventuella toxiska effekter har det även gjorts en bedömning av risken för att bräddning till Muonio älv ska påverka migrationsmönstret för vandrande fisk.

Exponering för förhöjda salthalter kan påverka fiskars vandringsbeteende. Detta då höga halter av lösta ämnen kan påverka laxartade fiskas hormonsystem och beteenden vilket kan resultera i en minskad vandringsbenägenhet (Kim m.fl., 2015). Den ekologiska betydelsen av denna typ av påverkan i vattendrag är dock svårbedömd då forskningsunderlaget och kunskapen är begränsad.

Höga halter suspenderat material har potential att påverka migrationsmönstret hos vandrande fisk då observationer i både labbmiljö och fält har konstaterat att fisk undviker områden med höga halter av suspenderat material och söker sig till områden med klarare vatten. Avvikande beteende har observerats hos laxfiskar vid 210 mg/l suspenderat material (Bash, Berman and Bolton, 2001). Dock är resultaten inte entydiga då Whitman m.fl. (1982) inte observerade någon effekt på migration hos kungslax (*Oncorhynchus tshawytscha*) vid halter av suspenderat material upp till 650 mg/l. Vidare verkar ökad grumling inte påverka vandrande fiskars förmåga att identifiera sina lekområden eller att anlända till sina lekplatser (Whitman, Quinn & Brannon, 1982). En förklaring kan vara att höga halter suspenderat material ofta korrelerar med nederbörd och därmed är en signal för gynnsamma vandringsmöjligheter (Banks, 1969).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Risken för påverkan av suspenderat material, grumling och lösta ämnen på migrationsmönstret hos fisk beror på möjligheten för fisk att välja att migrera i opåverkat vatten. Finns möjligheten till opåverkade vandringvägar har fisk observerats välja dessa (Goldstein m.fl., 1999; Kroon, 2005). Migrationen gynnas även om de opåverkade områdena har större strömhastighet vilket verkar föredras av vandrande fisk (Thorstad m.fl., 2008; Leander m.fl., 2021).

## 3.2 Nuvarande verksamhet

### 3.2.1 Toxicitet i bräddvatten

Bedömning av eventuella toxiska effekter från bräddningen till Muonio älv har inledningsvis utförts genom att karaktärisera egenskaperna hos själva bräddvattnet, det vill säga före omblandningen i älven. Bedömningsgrunder, gränsvärden samt lägsta (noll)effektkoncentrationer för varje enskilt ämne som inkluderats i bedömningen av toxicitet finns beskrivet, inklusive referenser till redovisade data, under Kapitel 3.1 "Bedömningsgrunder, gränsvärden och (noll)effektkoncentrationer".

Bräddvattnet från klarningsmagasinet (vilket provtas vid provpunkt PRO6) kännetecknas av en högre koncentration av lösta huvudelement och salter samt högre alkalinitet i jämförelse med referensstationen (SS38) i Muonio älv uppströms utsläppspunkten för bräddvattnet. Jämfört med referensvattnet i Muonio älv har bräddvattnet en högre koncentration av flertalet ämnen, där största skillnaderna observeras för huvudelementen klorid, sulfat, kalium, natrium och nitrat (Tabell 4).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Tabell 4. Vattenkemi i bräddvatten (PRO6) och referensstationen (SS38) uppströms utsläppspunkten för bräddvatten. Högsta uppmätta årsmedel samt högsta uppmätta maxhalt under åren 2019–2021 redovisas.

Element	Bräddvatten (PRO6)		Uppströms bräddning (SS38)	
	Nuläge (högsta halter)		Nuläge (högsta halter)	
	Årsmedel	Maxhalt	Årsmedel	Maxhalt
<b>pH</b>	7,76	8,24	7,19	7,37
<b>Alkalinitet</b> (mg HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l)	2,01	2,48	0,24	0,46
<b>DOC</b> (mg/l)	5,25	8,80	3,89	6,8
<b>Klorid</b> (mg/l)	112	180	0,65	1,30
<b>Fosfor-total</b> (µg/l)	12,7	27,0	10,7	39,0
<b>Kväve-total</b> (µg/l)	1760	6200	205	330
<b>Nitrat</b> (NO <sub>3</sub> µg/l)	1004	1700	35,2	107
<b>Ammoniak</b> (NH <sub>3</sub> µg/l)	0,60	2,44	0,031	0,14
<b>Ammonium</b> (NH <sub>4</sub> µg/l)	400	970	10,6	19,0
<b>Aluminium</b> (mg/l)	14,3	28,0	40,30	110,0
<b>Arsenik</b> (µg/l)	0,23	0,30	0,052	0,10
<b>Kalcium</b> (mg/l)	31,0	44,0	3,85	5,70
<b>Kadmium</b> (µg/l)	0,011	0,019	0,010	0,010
<b>Kobolt</b> (µg/l)	0,45	1,40	0,044	0,091
<b>Krom</b> (µg/l)	0,21	0,51	0,21	0,31
<b>Koppar</b> (µg/l)	0,26*	0,37*	0,030*	0,047*
<b>Järn</b> (µg/l)	812	881	0,57	0,69
<b>Kvicksilver</b> (µg/l)	0,031	0,15	0,020	0,020
<b>Kalium</b> (mg/l)	35,6	67,0	0,72	0,93
<b>Magnesium</b> (mg/l)	30,0	40,0	1,12	1,60
<b>Mangan</b> (µg/l)	140	570	7,41	20,0
<b>Molybden</b> (µg/l)	9,68	12,0	4,22	0,42
<b>Natrium</b> (mg/l)	47,1	78,0	1,61	2,20
<b>Nickel</b> (µg/l)	0,55*	1,90	0,062*	0,61
<b>Bly</b> (µg/l)	0,014*	0,50	0,005*	0,073
<b>Strontium</b> (µg/l)	114	150	22,2	34,0
<b>Sulfat</b> (SO <sub>4</sub> mg/l)	92,4	130	2,70	4,50
<b>Uran</b> (µg/l)	1,32	2,1	0,078	0,16
<b>Zink</b> (µg/l)	1,34*	4,02*	0,016*	0,040*
<b>Xantater</b> (mg/l)	0	0	0	0

\* Biotillgänglig halt

Uppmätta halter i bräddvattnet har jämförts med bedömningsgrunder och gränsvärden enligt HVMFS 2019:25 samt lägsta rapporterade NOEC/LOEC. Detta trots att bedömningsgrunder och gränsvärden egentligen är avsedda att användas för att statusklassificera vattenförekomster och inte för att bedöma utsläppsvatten. Jämförelsen har utförts för att erhålla en indikation på bräddvattnets toxiska egenskaper. Vid nuvarande verksamhet överskrider halterna i bräddvattnet, innan det når Muonio älv,



PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

bedömningsgrunden gällande årsmedel för uran (om hänsyn bara tas till totalt löst halt) samt gränsvärdet gällande maxhalt för kvicksilver. Halterna för övriga ämnen och metaller som utgör SFÄ eller prio-ämnen underskrider respektive bedömningsgrund eller gränsvärde redan i bräddvattnet (före utsläpp i Muonio älv) (Tabell 4).

### *Ämnen med svenska bedömningsgrunder eller gränsvärden enligt HVMFS 2019:25*

#### *Uran*

När det gäller uran uppgick årsmedelhalten av totalt löst uran i bräddvattnet under perioden 2019–2021 till 1,32 µg/l (Tabell 4) vilket kan jämföras med bedömningsgrunden på 0,25 µg/l (0,17 µg/l + bakgrundshalten som uppmätts till 0,08 µg/l i SS38).

Lägsta rapporterade NOEC i underlagsdata för bedömningsgrunden för uran är för alger vid 2,7 µg/l medan lägsta LOEC för fisk har observerats vid >9 000 µg/l (Tabell 2). Den maximala uppmätta årsmedelhalten för halten totalt löst uran i bräddvattnet under den aktuella perioden är således mindre än hälften av lägsta rapporterade NOEC och långt under den halt där effekt på fisk observerats. När det gäller den biotillgängliga fraktionen av uran ligger den långt under de halter som kan förväntas orsaka toxiska effekter (Kemakta, 2019).

#### *Kvicksilver*

Den uppmätta maxhalten av kvicksilver på 0,15 µg/l i bräddvattnet (Tabell 4) överskrider gränsvärdet för maximal tillåten halt på 0,07 µg/l. När det gäller klassificering av kvicksilver i ytvatten gäller ett generellt undantag då atmosfärisk deposition bidrar till att gränsvärdet generellt överskrids för ytvatten i Sverige. Halten är dock långt under den lägsta rapporterade halten för akutoxisk påverkan på 0,7 µg/l som observerats för fisk (Tabell 2).

### *Ämnen som saknar svenska bedömningsgrunder eller gränsvärden enligt HVMFS 2019:25*

#### *Sulfat*

Den uppmätta halten av sulfat i bräddvattnet, 91 mg/l som årsmedel och 130 mg/l som högsta uppmätta halt (Tabell 4) underskrider det kanadensiska hårdhetsjusterade riktvärdet på 429 mg/l (månatdsmedel) (Tabell 3). Även det mer konservativa riktvärdet på 172 mg/l, om en justering av säkerhetsfaktorn motsvarande den europeiska vägledningen görs, underskrids således.

#### *Klorid*

Årsmedel av klorid har som högst uppmätts till 114 mg/l i bräddvattnet och högsta uppmätta halten till 180 mg/l (Tabell 4), vilket således underskrider gräns-/riktvärden i USA och Kanada vilka för årsmedel varierar mellan 120–230 mg/l och för maxhalt mellan 600–840 mg/l (Tabell 3) beroende på lokala förutsättningar. Toxiciteten för klorid varierar beroende på vattnets hårdhet samt sulfathalt.

#### *Kalium och magnesium*

Det saknas internationella rikt- eller gränsvärden för kalium och magnesium att jämföra mot. De uppmätta årsmedel och maxhalter för magnesium, 30,0 mg/l och 40,0 mg/l, samt årsmedel och maxhalten för kalium på 35,6 mg/l respektive 67,5 mg/l som uppmätts i bräddvattnet (Tabell 4) överskrider dock de effektkoncentrationer för magnesium som observerats vid 5,6 mg/l (kronisk toxicitet) respektive 96 mg/l (akut toxicitet) samt effektkoncentrationer för kronisk och akut toxicitet för kalium vid 6,2 mg/l respektive 17,7 mg/l (Tabell 3).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### 3.2.2 Påverkan av bräddvatten på akvatiska organismer

Helt utspätt bedöms bräddvattnet från pågående verksamhet kunna orsaka vissa toxiska effekter på akvatiska organismer liv då halterna av flera ämnen, däribland klorid, kalium, magnesium, sulfat och uran överskrider rapporterade effektkoncentrationer för biota och föreslagna gränsvärden för kronisk exponering. Av de ämnen som listas som SFÄ eller prio-ämnen är det årsmedel för uran (om hänsyn endast tas till total löst halt) och maximal halt för kvicksilver som överskrider gällande bedömningsgrunder/gränsvärden.

De toxiska egenskaperna i utspätt bräddvatten saknar dock ekologisk relevans, då det inte finns någon anledning att förvänta sig att akvatiska organismer skulle uppehålla sig inne i pumpledningen i någon betydande omfattning. Vid bedömning om påverkan på akvatiska organismer från bräddning av överskottsvatten från gruvverksamheten till Muonio älv ska därför, utöver bräddvattnets toxicitet, även utspädning beaktas i bedömningen.

En hydrologisk modell för bräddvattnets utspädning nedströms utsläppspunkten har således tagits fram och validerats (WSP, 2022b). I denna rapport redovisas spädningstal och utbredning för bräddvatten i Muonio älv vid olika flödescenarior. Inom bolagets egenkontroll tas vattenprover samt biologisk provtagning vid flera stationer och den hydrologiska modellen har validerats med vattenkemidata för dessa provpunkter. Provpunkt SS39 är belägen ca 1 km nedströms bräddpunkten och SS60 ytterligare ca 10 km nedströms.

Utifrån den hydrologiska modellen framgår det tydligt att bräddvattnet späds ut kraftigt kort efter utsläpp till Muonio älv. Vid provpunkt SS39 erhålls en utspädning av bräddvattnet på 62–1 122 gånger beroende på vattenföring (Tabell 5). Lägst spädningstal erhålls i april månad, då snösmältning i Kaunisvaaraområdet ger ökade bräddflöden, medan flödet i Muonio älv fortsatt är lågt. Som årsmedel erhålls ett spädningstal på 393 vilket innebär att 0,25 % av vattnet vid provpunkt SS39 utgörs av bräddvatten (Tabell 5). Det lägsta vattenflödet i Muonio älv infaller under vintermånader då ingen bräddning sker vid nuvarande verksamhet.

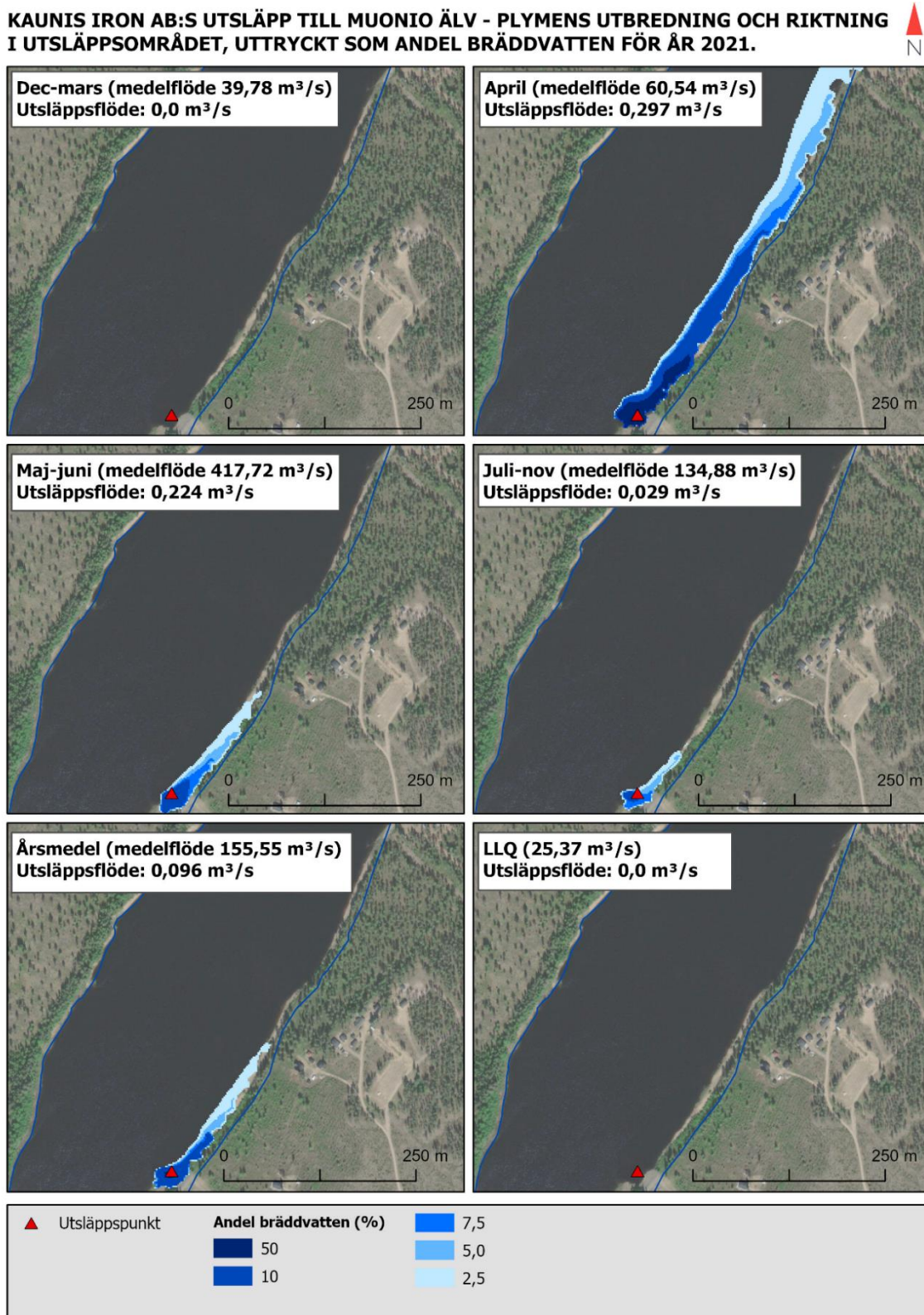
Tabell 5. Spädningstal för provpunkterna SS39 och SS60 vid bräddning till Muonio älv från nuvarande gruvverksamhet vid Kaunisvaara (WSP, 2022).

Scenario	SS39	SS60
dec-mars	-	-
april	62	198
maj-juni	393	1 428
juli-nov	1 122	4 057
MQ	393	1 387
LLQ	-	-

Den största procentuella utspädningen av bräddvattnet sker redan vid utsläppspunkten till Muonio älv då halterna späds till omkring hälften. Detta innebär att endast de ämnena med ett spädningstal >2 efter utsläpp, dvs. där utspädning till mindre än hälften krävs, fortsatt överskrider bedömningsgrunder/gränsvärden eller lägsta NOEC/LOEC i någon del av omblandningszonen (för beskrivning av omblandningszonen, se WSP 2020). Därefter sker en fortsatt utspädning med ökat avstånd från utsläppspunkten. Vid

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

årsmedelvattenföring har en utspädning med spädningstal 10 uppnåtts inom 100 m nedströms utsläppspunkten, närmast den södra stranden (Figur 1). Detta innebär alltså att mindre än 10 % av vattnet 100 m nedströms utsläppspunkten utgörs av bräddvatten och mer än 90 % av Muonio älvs opåverkade vatten.



Figur 1. Modellerad utspädning av bräddvatten i Muonio älv (WSP, 2022b).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

De ämnen i bräddvattnet som beräknats ha ett spädningsstal >2 är uran (totalt löst halt), kalium och magnesium gällande årsmedel, samt maxhalten för kvicksilver och kalium (Tabell 6). Dessa ämnen är således de som utifrån beräknade halter kommer överskrida gällande bedömningsgrunder/gränsvärden eller lägsta NOEC/LOEC i någon del av omblandningszonen.

Tabell 6. Ämnen som överskrider bedömningsgrund eller lägsta rapporterade (noll)effekt-koncentration (NOEC/LOEC) samt det spädningsstal som krävs för att underskrida bedömningsgrund eller NOEC/LOEC.

Ämne	Halt	Bedömningsgrund / NOEC/LOEC	Spädningsstal för att klara bedömningsgrund / NOEC/LOEC	Utspädning för att klara bedömningsgrund / NOEC/LOEC (%)
<b>Kalium</b> (mg/l)	35,6 /67	6,2 <sup>a</sup> / 17,7 <sup>b</sup>	5,74 / 3,78	17,4 / 26,5
<b>Kvicksilver</b> (µg/l)	0,15	0,07	2,14	46,7
<b>Magnesium</b> (mg/l)	30,2	5,6 <sup>a</sup>	5,39	18,6
<b>Uran</b> (µg/l)	1,32	0,17 + 0,08 = 0,25	7,77	13,0

<sup>a</sup> LOEC

<sup>b</sup> Akuttoxisk

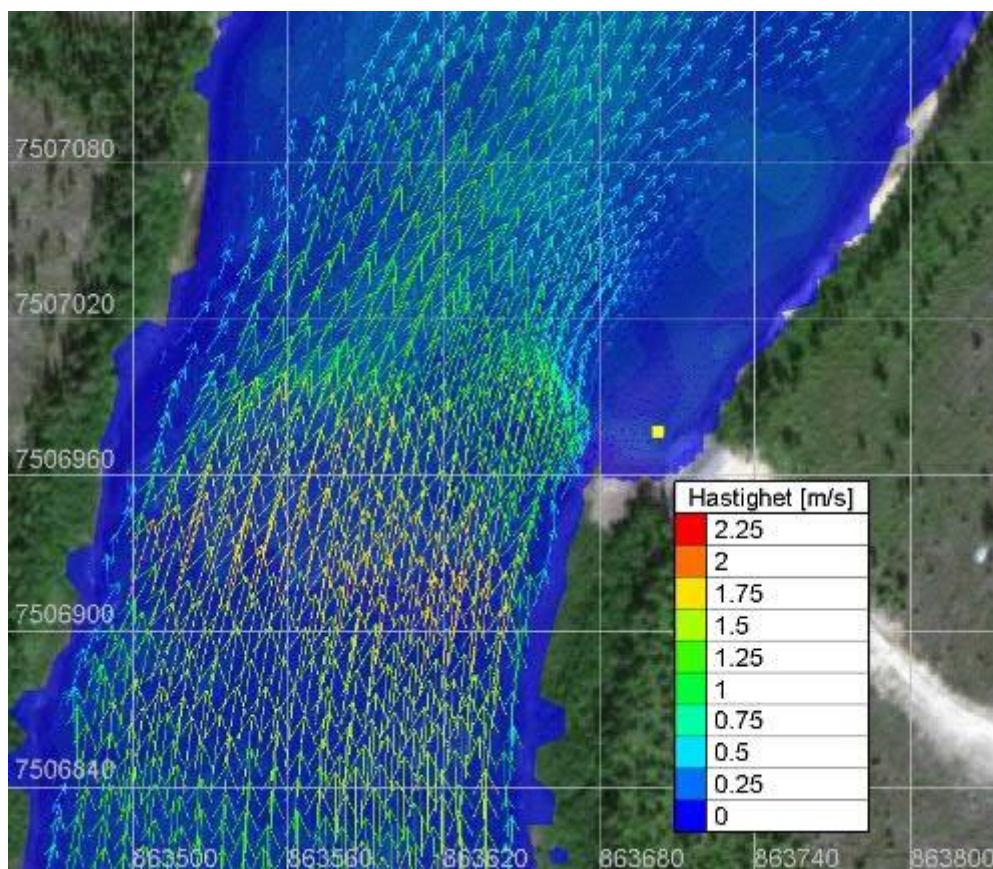
Utspädningen av bräddvattnet sker snabbt och även vid lägsta flödet när bräddning sker (april månad) beräknas en utspädning av bräddvattnet med 95 % ske ca 500 meter från utsläppspunkten (Figur 1). Detta resulterar i halter långt under gällande bedömningsgrunder/gränsvärden och lägsta NOEC/LOEC och därmed bedöms inte heller kombinerade effekter av ämnen riskera orsaka toxiska effekter på akvatiska organismer i Muonio älv. Denna plym med bräddvatten följer närmast stranden vid älvens södra sida (samma sida som utsläppspunkten), merparten av älvens bredd är längs denna sträcka opåverkad av bräddvattnet.

För landlevande djur som födosöker i vatten, till exempel mårddjur och rovfåglar, kan förhöjda uranhalt leda till sekundärförgiftning via förorenad föda. För toxiska effekter via konsumtion av fisk har ett riktvärde för sekundärförgiftning beräknats till 0,75 mg/kg för mårddjur och 0,42 mg/kg för rovfågel. I andra undersökningar har en årsmedelhalt på 1,54 µg/l resulterat i en medelkoncentration på 0,15 mg/kg i helfisk, vilket kan jämföras med den högsta uppmätta årsmedelhalten på 1,32 µg/l i bräddvattnet. Vid utsläpp till Muonio älv späds halten uran redan vid utsläppspunkten till ca hälften, varvid ackumuleringen i fisk således bör bli ännu lägre.

Modellering av utsläppen från nuvarande verksamhet visar att under vandringsperioden för fisk (maj-november) är det endast ett mycket begränsat område där inblandning av bräddvatten överstiger 1% i älven. Detta område sträcker sig vid medelflöde ca 500 m nedströms utsläppspunkten men utgör endast en plym närmast älvens södra strand (Figur 1). Bräddvattnets begränsade utbredning gör att migrationsmönstret hos vandrande fisk inte bedöms påverkas i Muonio älv även om bräddvattnet innehåller högre halter av suspenderat material och lösta ämnen. Detta då det under bräddning finns möjligheten för fisk att migrera i de stora delar av älven som är helt opåverkat av bräddvatten och som dessutom har högre strömhastighet (Figur 2) vilket tenderar att föredras av vandrande fisk.



PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva



Figur 2. Strömshastighet i Muonio älv vid utsläppspunkt (gul markering) för bräddvatten (WSP, 2020).

Risken att vandrande fisks möjlighet att migrera i Muonio älv påverkas av bräddvatten bedöms, mot bakgrund av detta, sammantaget som låg.

Utöver risk för toxiska effekter och påverkan på fiskmigration innehåller bräddvattnet förhöjda halter av näringsämnen i jämförelse med uppströms utsläppspunkten (Tabell 4). Den ökade mängden näringsämnen bedöms ha lett till en ökad tillväxt av vattenvegetation inom ett begränsat område som sträcker sig ca 200 meter nedströms utsläppspunkten (Pelagia, 2021a).

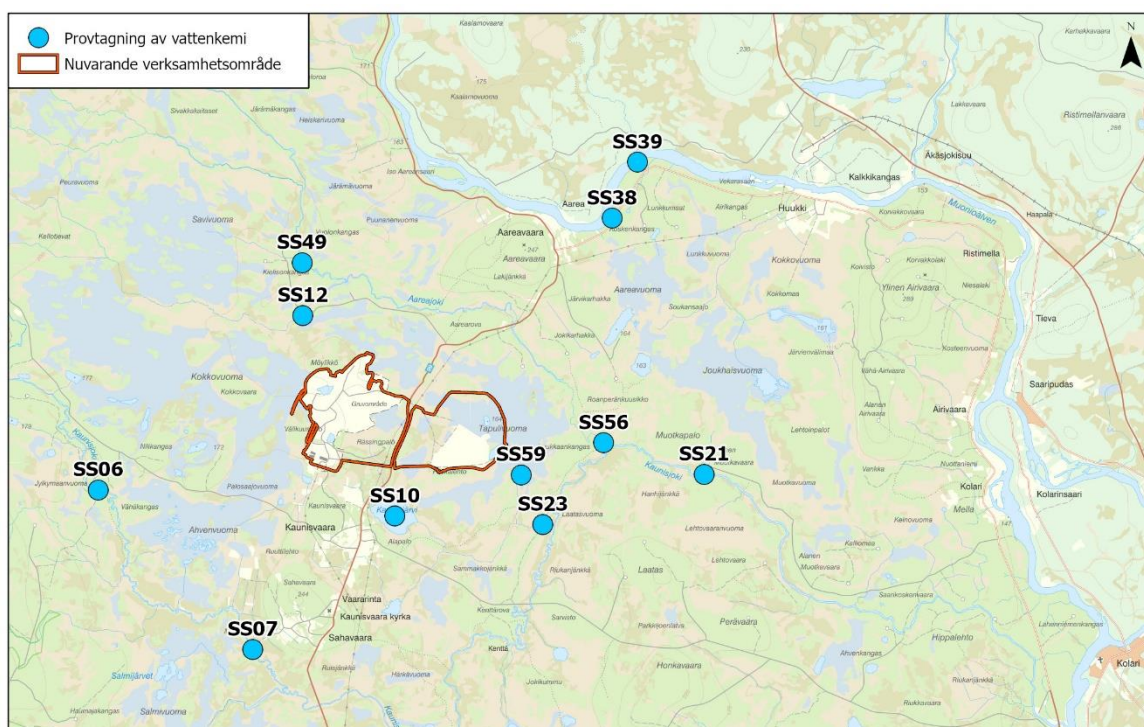
#### Samlad bedömning av risk för påverkan på akvatiska organismer

Bräddvattnets begränsade toxicitet och den kraftiga utspädningen resulterar sammantaget i att påverkansområdet där risk för direkt och sekundär toxisk påverkan på akvatiska organismer, påverkan på vandringsfisk och näringsbelastning från bräddvatten kan föreligga endast utgör en mycket begränsad del av omblandningszonen. Bedömningen ligger i linje med resultaten från de biologiska undersökningar som gjorts nedströms utsläppspunkten. Dessa har inte visat på någon negativ påverkan på akvatiska organismer från den nuvarande gruvverksamheten och där de biologiska kvalitetsfaktorerna indikerar en *God-Hög* ekologisk status med artsammansättningar som inte avviker negativt mot den uppströms liggande referenslokalen (Bilaga H3; Pelagia, 2020a; Pelagia, 2021b).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### 3.2.3 Miljöpåverkan från diffus avrinning under nuvarande verksamhet

Utöver verksamhetens påverkan på recipienten Muonio älv från bräddning har eventuell diffus påverkan från gruvområdet utvärderats. Diffus avrinning från nuvarande gruvområde, inklusive sand- och klarningsmagasin skulle kunna nå Aareajoki (SS56) i norr, alternativt Kaunisjärvi (SS10) och Patojoki (SS23) i söder. Våtmarksområdet Tapulivuoma, där sand- och klarningsmagasinet är beläget, avvattas i sydostlig riktning mot bäcken Veuhkosenoja (SS59), vilken sedan rinner ner i Patojoki nedströms Kaunisjärvi. Patojoki mynnar i Kaunisjoki, där även Aareajoki mynnar något längre ner. Samtliga vattendrag som omger dagens gruvområde vid Kaunisvaara samlas därmed i Kaunisjoki (SS21), vilken rinner ut i Muonio älv strax uppströms Kolari (Figur 3).



Figur 3. Provtagningspunkter för vattenkemi inom egenkontrollprogrammet för Kaunis Iron.

I dessa vattendrag, samt i sjön Kaunisjärvi, tas regelbundna vattenprover. För de flesta av dessa provpunkter inleddes provtagningen redan 2009, det vill säga ungefär tre år innan gruvverksamheten vid Kaunisvaara startades upp. Sammanställning av dessa provtagningar har tidigare redovisats i ansökan, Bilaga H3, med resultat fram till och med år 2018. Motsvarande tabeller, med komplettering av resultat för provtagningarna 2019 och 2020 redovisas nedan för provpunkter i Patojoki samt nedre delen av Kaunisjoki.

Vid provpunkt SS23, i den nedre delen av Patojoki, ses en viss haltökning av huvudelement som kalcium, magnesium, klorid och sulfat sedan år 2012–2013 jämfört med åren 2009–2011 (innan uppstart av gruvverksamheten vid Kaunisvaara). Det är troligt att diffus avrinning från gruvområdet, via Kaunisjärvi och Veuhkosenoja, som förklarar denna haltökning (Tabell 7). Storleksordningen på de haltökningar som uppmäts visar tydligt att omfattningen på den diffusa avrinningen endast är marginell. De uppmätta halterna av huvudelementen är förhöjda jämfört med bakgrundshalterna men ligger fortsatt långt under samtliga kända (noll)effektkoncentrationer och bedöms

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

inte medföra risk för negativ påverkan på akvatiska organismer. Samtliga analyserade metaller klassificeras som *God* status enligt HVMFS 2019:25 och det ses inte heller någon haltökning över tid.

Tabell 7. Uppmätta halter i provpunkt SS23 i Patojoki vid egenkontrollprovtagningarna 2009–2020 (årsmedelvärden av generellt 6 provtagningar /år). Klassificeringar enligt HVMFS 2019:25, grön färg indikerar *God* status.

SS23	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
<b>Bilaga 2</b>												
Arsenik (µg/l)	0,11	0,09	0,10	0,11	0,12	0,10	0,090	0,13	0,11	0,11	0,090	0,11
Krom (µg/l)	0,11	0,12	0,25	0,29	0,18	0,17	0,20	0,21	0,21	0,24	0,20	0,20
Koppar (µg/l)	0,23	0,24	0,23	0,30	0,19	0,25	0,41	0,25	0,30	0,24	0,32	0,52*
Uran (µg/l)	-	-	0,010	0,010	0,010	0,010	0,040	0,050	0,040	0,080	0,030	0,030
Zink (µg/l)	2,53	2,75	6,00*	1,91	1,71	2,79	4,47	3,94	1,59	9,22*	3,62	2,33
Ammoniak (NH <sub>3</sub> -N µg/l)	0,040	0,020	0,050	0,030	0,040	0,080	0,12	0,14	0,13	0,12	-	-
Nitrat (NO <sub>3</sub> -N µg/l)	36,8	34,4	30,7	61,3	41,6	65,8	58,7	39,0	90,1	103	61,5	39,0
<b>Bilaga 6</b>												
Kadmium (µg/l)	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01
Nickel (µg/l)	0,22	0,17	0,26	0,29	0,36	0,25	0,25	0,91	0,23	0,32	0,25	0,21
Bly (µg/l)	0,09	0,03	0,05	0,05	0,05	0,03	0,06	0,17	0,06	0,05	0,03	0,04
<b>Övriga parametrar</b>												
Kalcium (mg/l)	8,46	6,63	8,84	10,4	11,5	14,7	11,7	11,7	12,6	15,2	16,9	14,1
Magnesium (mg/l)	2,36	1,90	2,60	2,77	3,38	4,41	3,65	4,11	4,99	6,42	6,54	6,26
Klorid (mg/l)	1,15	1,00	1,10	1,10	3,80	7,10	3,00	2,60	2,00	1,90	11,8	10,0
Sulfat (mg/l)	3,40	2,50	2,50	3,40	3,50	5,20	6,00	8,20	10,0	9,20	15,0	13,4
Ammonium (NH <sub>4</sub> -N µg/l)	26,3	17,0	82,8	72,9	44,5	149	154	112	108	74,0	95,9	52,4
TOC (mg/l)	11,1	11,7	13,1	15,3	14,9	15,0	15,4	19,6	17,1	15,6	10,1	12,8
P-TOT (µg/l)	57,3	51,2	65,8	74,6	66,8	66,2	70,8	83,0	74,5	68,0	54,3	42,6
Alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l)	0,59	0,39	0,43	0,47	0,54	0,84	0,58	0,70	0,63	0,85	0,80	0,63
pH	6,70	6,61	6,69	6,64	6,79	6,75	6,84	6,98	6,95	7,22	7,14	6,95

\*Total löst halt överskrider bedömningsgrund, bedömning utförd på biotillgänglig halt (enligt HVMFS 2019:25)



PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Vid provpunkt SS21, i den nedre delen av Kaunisjoki ses ingen tydlig trend med haltförändringar över tid, varken för huvudelement, metaller eller näringsämnen. Den haltökning av huvudelement som ses för Patojoki har inte resulterat i någon tydlig förändring av halterna i nedströms liggande Kaunisjoki (Tabell 8).

Tabell 8. Uppmätta halter i provpunkt SS21 Kaunisjoki vid egenkontrollprovtagningarna 2009–2020 (årsmedelvärden av generellt 6 provtagningar/år). Klassificeringar enligt HVMFS 2019:25, grön färg indikerar *God* status.

SS21	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
<b>Bilaga 2</b>												
Arsenik (µg/l)	0,08	0,08	0,09	0,09	0,10	0,04	0,07	0,09	0,06	0,07	0,07	0,08
Krom (µg/l)	0,25	0,16	0,30	0,27	0,31	0,14	0,21	0,24	0,20	0,31	0,26	0,27
Koppar (µg/l)	0,56*	0,37	0,44	0,39	0,27	0,15	0,43	0,34	0,18	0,24	0,41	0,46
Uran (µg/l)	-	-	0,09	0,08	0,08	0,04	0,07	0,11	0,07	0,10	0,12	0,09
Zink (µg/l)	1,38	1,90	7,54*	2,55	2,41	0,41	1,48	2,02	2,10	1,08	3,95	2,10
Ammoniak (NH <sub>3</sub> -N µg/l)	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	-	0,01	0,01	0,01	0,01	-	-
Nitrat (NO <sub>3</sub> -N µg/l)	6,60	10,80	15,21	14,28	22,10	16,55	13,71	9,74	12,80	6,19	21,16	14,67
<b>Bilaga 6</b>												
Kadmium (µg/l)	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,03
Nickel (µg/l)	0,17	0,16	0,24	0,24	0,17	0,12	0,18	0,18	0,15	0,19	0,22	0,17
Bly (µg/l)	0,07	0,03	0,04	0,05	0,04	0,02	0,03	0,03	0,02	0,03	0,05	0,03
<b>Övriga parametrar</b>												
Kalcium (mg/l)	5,74	4,98	5,32	5,21	7,08	7,68	4,66	4,47	5,07	5,90	5,56	6,87
Magnesium (mg/l)	1,58	1,41	1,40	1,51	1,97	2,14	1,34	1,31	1,49	1,72	1,74	2,00
Klorid (mg/l)	0,86	0,77	0,7	1,2	0,8	1,20	0,80	0,70	0,60	1,30	1,11	1,29
Sulfat (mg/l)	3,6	2,99	3	4	3	4,1	2,8	2,7	2,66	4,3	3,90	4,00
Ammonium (NH <sub>4</sub> -N µg/l)	8,40	7,03	7,84	8,49	11,22	10,08	11,40	11,04	10,40	7,56	16,95	10,33
TOC (mg/l)	7,26	8,53	9,14	9,90	9,62	9,30	10,24	10,59	10,00	9,20	7,85	8,60
P-TOT (µg/l)	21,00	23,2	20,2	26,7	24,3	21,1	19,38	23,07	22,69	23,99	25,75	20,00
Alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l)	0,34	0,29	0,28	0,23	0,34	0,41	0,22	0,31	0,23	0,35	0,27	0,33
pH	6,60	6,70	6,60	6,66	6,82	6,60	6,76	6,66	6,73	7,05	6,86	7,06

\*Total löst halt överskrider bedömningsgrund, bedömning utförd på biotillgänglig halt (enligt HVMFS 2019:25)

Utifrån att inga förhöjda metallhalter uppmätts vid någon av provpunkterna, samt att haltökningen av huvudelement ligger långt under kända (noll)effektkoncentrationer eller utländska gräns-/riktvärden för dessa ämnen, bedöms diffus avrinning från gruvområdet inte medföra någon risk för negativa effekter på akvatiska organismer, varken i Veuhkosenoja, Patojoki eller i några andra recipienter.



PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### 3.3 Ansökt verksamhet

#### 3.3.1 Toxicitet i bräddvatten

Bedömningsgrunder, gränsvärden samt lägsta (noll)effektkoncentrationer för varje enskilt ämne som inkluderats i bedömningen av toxicitet finns beskrivet, inklusive referenser till redovisade data, under Kapitel 3.1 "Bedömningsgrunder, gränsvärden och (noll)effektkoncentrationer".

För ansökt verksamhet har halter av metaller och huvudämnen modellerats i bräddvatten (WSP, 2022b) för att kunna bedöma den ansökta verksamhetens påverkan på akvatiska miljöer. Likt nuvarande verksamhet, kommer bräddvattnet även vid ansökt verksamhet innehålla högre koncentration av lösta huvudelement och salter samt högre alkalinitet i jämförelse med referensstationen i Muonio älv uppströms utsläppspunkten för bräddvattnet (SS38), se Tabell 9.

I jämförelse med nuvarande verksamhet beräknas bräddvattnet vid ansökt verksamhet även innehålla högre halter av främst kobolt, krom, nickel, sulfat, uran och zink samt xantater. Det senare används inte i produktionen för nuvarande verksamhet.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Tabell 9. Modellerad vattenkemi i bräddvatten (PRO6) under året med höst utsläpp till Muonio älv och högsta uppmätta årsmedel- och maxhalter vid referensstationen (SS38) uppströms utsläppspunkten för bräddvatten under åren 2019–2021.

Element	Bräddvatten (PRO6)		Uppströms bräddning (SS38)	
	Sökt verksamhet år 11		Nuläge (högsta halter)	
	Årsmedel	Maxhalt	Årsmedel	Maxhalt
pH	7,13	7,33	7,19	7,37
Alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> -/l)	6,56	9,6	0,24	0,46
Klorid (mg/l)	83,5	115	0,65	1,30
Fosfor-total (µg/l)	24,9	31,7	10,7	39,0
Nitrat (NO <sub>3</sub> µg/l)	4164	5354	35,2	107
Aluminium (µg/l)	2,00	2,85	40,3	110
Arsenik (µg/l)	0,037	0,06	0,052	0,10
Kalcium (mg/l)	128	165	3,85	5,7
Kadmium (µg/l)	0,029	0,036	0,01	0,01
Kobolt (µg/l)	4,25	4,71	0,044	0,091
Krom (µg/l)	3,90	4,35	0,21	0,31
Koppar (µg/l)	0,011*	0,014*	0,030*	0,047*
Järn (µg/l)	0,50	0,57	0,57	0,69
Kvicksilver (µg/l)	0,007	0,008	0,02	0,02
Kalium (mg/l)	59,4	82,8	0,72	0,93
Magnesium (mg/l)	30,4	35,5	1,12	1,6
Mangan (µg/l)	0,002	0,003	7,41	20,0
Molybden (µg/l)	21,5	24,0	4,22	0,42
Natrium (mg/l)	43,1	63,9	1,61	2,20
Nickel (µg/l)	20,7*	101	0,062*	0,61
Bly (µg/l)	0,0003*	0,002	0,005*	0,073
Strontium (µg/l)	131	172	22,2	34
Sulfat (SO <sub>4</sub> mg/l)	1690	2627	2,7	4,5
Uran (µg/l)	7,14	7,86	0,078	0,16
Zink (µg/l)	15,9*	18,2*	0,016*	0,040*
Xantater (mg/l)	0,67		0	
TDS (mg/l)	2060	3 124	55,2	

\* Biotillgänglig halt

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### *Ämnen med svenska bedömningsgrunder eller gränsvärden enligt HVMFS 2019:25*

Vid bedömning av eventuell påverkan på akvatiska organismer har bedömningen utgått från året då högst halter förväntas i bräddvattnet, vilket beräknas inträffa produktionsår 11 för ansökt verksamhet (Bilaga A2.E). Modellerade halter i bräddvattnet har, på samma sätt som för pågående verksamhet, jämförts med bedömningsgrunder och gränsvärden enligt HVMFS 2019:25 respektive lägsta observerade (noll)effektkoncentrationer för ytvatten.

Årsmedelhalter i bräddvattnet för krom, nickel, uran, zink och nitrat samt maxhalten för nickel beräknas överskrida bedömningsgrunder och gränsvärden enligt HVMFS 2019:25. Halten för övriga ämnen och metaller som listas som SFÄ och prio-ämnen underskrider gällande bedömningsgrunder och gränsvärden för ytvatten redan i bräddvattnet (före utsläpp i Muonio älv) (Tabell 9).

#### *Krom*

Den modellerade årsmedelkoncentrationen för krom i bräddvattnet på 3,9 µg/l (Tabell 9) är något högre än ämnets bedömningsgrund gällande årsmedel på 3,6 µg/l. Det beräknade årsmedlet är över lägsta rapporterade NOEC (kronisk toxicitet) för kräftdjur vid 0,0005 µg/l men underskrider lägsta rapporterade NOEC för fisk vid 10 µg/l (Tabell 2).

#### *Uran*

Den modellerade årsmedelhalten av totalt löst uran i bräddvatten vid sökt verksamhet beräknas uppnå 7,14 µg/l (Tabell 9), att jämföra med bedömningsgrunden för löst uran i ytvatten på 0,25 µg/l (0,17 µg/l + bakgrundshalten som uppmätts till 0,08 µg/l i SS38). Den biotillgängliga fraktionen av uran beräknas dock underskrida bedömningsgrunden redan i bräddvattnet. Den lägsta rapporterade NOEC är för alger vid 2,7 µg/l (Tabell 2) medan lägsta effekten på fisk observerats vid > 9 000 µg/l. Den maximala modellerade årsmedelhalten för totalhalten löst uran är således tre gånger högre än lägsta NOEC men långt under den halt där effekt på fisk observerats.

#### *Zink*

Den modellerade biotillgängliga halten för zink i bräddvattnet vid sökt verksamhet uppgår för årsmedel till 15,9 µg/l (Tabell 9) vilket överskrider bedömningsgrunden för zink gällande årsmedel i ytvatten på 5,5 µg/l. Halten underskrider dock den lägsta rapporterade NOEC för zink, 19,7 µg/l, som noterats för grönalg (Tabell 2).

#### *Nitrat*

Den modellerade nitrathalten i bräddvattnet vid sökt verksamhet uppgår till 4 164 µg/l (Tabell 9) vilket överskrider bedömningsgrunden på 2 200 µg/l gällande årsmedel. Modellerade halten är under lägsta rapporterade NOEC vilket observerats för fisk vid 11 200 µg/l (Tabell 2).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

#### *Nickel*

Den modellerade årsmedel- och maxhalten nickel på 20,1 µg/l biotillgänglig halt respektive 101 µg/l totalhalt i bräddvattnet överskrider gränsvärdet för årsmedel på 4 µg/l biotillgänglig halt respektive maxhalt på 34 µg/l (Tabell 9). Beräknade årsmedel och maxhalt är även ca tre gånger högre än lägsta rapporterade NOEC vid 6,8 µg/l (Tabell 2).

#### *Ämnen som saknar svenska bedömningsgrunder eller gränsvärden enligt HVMFS 2019:25 Sulfat*

De modellerade årsmedelhalten för sulfat i bräddvattnet vid sökt verksamhet, är 1 690 mg/l (Tabell 9), vilket överskrider det kanadensiska riktvärdet på 429 mg/l med hänsyn tagen till vattnets hårdhet (Tabell 3). Även maxhalten på 2 627 mg/l, är tydligt över föreslaget riktvärde. Om det kanadensiska riktvärdet justeras med en högre säkerhetsfaktor (5), skulle riktvärdet bli 172 mg/l och skillnaden mot bräddvattnet skulle förstås bli större.

#### *Klorid*

Vid ansökt verksamhet är årsmedelhalten klorid i det modellerade bräddvattnet som högst beräknat till 83,5 mg/l och en maxhalt på 115 mg/l, vilket är under gällande riktvärden i USA och Kanada. Rikt-/gränsvärdena i Kanada och USA varierar mellan 120–230 mg/l för årsmedel och 600–840 mg/l för maxhalt beroende på lokala förutsättningar (Tabell 3). Den negativa effekten av klorid har även observerats avta vid ökad sulfathalt.

#### *Kobolt*

Årsmedelhalten för kobolt i det modellerade bräddvattnet vid ansökt verksamhet har beräknats till 4,25 µg/l (Tabell 9) vilket överskrider det föreslagna gränsvärdet på 1,8 µg/l för kronisk exponering. Den beräknade årsmedelhalten är strax under lägsta rapporterade LOEC på 4,2 µg/l (Tabell 2).

#### *Magnesium och kalium*

Den högsta beräknade årsmedelhalten i bräddvattnet för den ansökta verksamheten är 30,4 mg/l för magnesium och beräknade maxhalter för kalium är 82,8 mg/l (Tabell 9). Båda överskrider observerade effektkoncentrationer. Underlaget gällande toxiska effekter från dessa ämnen är väldigt begränsat, men kroniska och akuta effekter av magnesium har observerats vid 5,6 mg/l respektive 96 mg/l, samt har kroniska och akuttoxiska effekter för kalium observerats vid 6,2 mg/l och 17,7 mg/l (Tabell 3).

#### *Xantater*

För den ansökta verksamheten beräknas årsmedelhalten xantat i bräddvattnet uppgå till 0,67 mg/l (Tabell 9, Pålsson, 2020: Bilaga F2) vilket är något över observerade effektkoncentrationer för kronisk och akut exponering hos grönalger. Beräknade xantatkoncentrationen är dock långt under lägsta rapporterade effektkoncentrationen för fisk.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### 3.3.2 Bedömning av risk för påverkan på akvatiska organismer i Muonio älv

Utan inblandning av vatten från Muonio älv bedöms bräddvattnet för den ansökta verksamheten kunna påverka akvatiska organismer då halter av ett flertal ämnen överskrider satta gränsvärden och bedömningsgrunder samt observerade (noll)effektkoncentrationer på biota. Detta gäller såväl kronisk som akut exponering. De toxiska egenskaperna i utspätt bräddvatten saknar dock ekologisk relevans, då det inte finns någon anledning att förvänta sig att akvatiska organismer skulle uppehålla sig inne i pumpledningen i någon betydande omfattning. Vid bedömning om påverkan på akvatiska organismer från bräddning av överskottsvatten från den ansökta gruvverksamheten vid Kaunisvaara till Muonio älv ska därför, utöver bräddvattnets toxicitet, även utspädning beaktas i bedömningen.

En hydrologisk modell för bräddvattnets utspädning nedströms utsläppspunkten har tagits fram och validerats (WSP, 2022b). I denna rapport redovisas spädningstal och utbredning för bräddvatten i Muonio älv vid olika flödescenarion samt beräknade bräddningsvolymerna för produktionsår 11 för den ansökta verksamheten. Den hydrologiska modellen har validerats mot uppmätta recipienthalter vid nuvarande verksamhet (WSP, 2022b). Med modellen har omblandning för olika flödescenarior samt spädningstal vid provpunkter som används inom bolagets egenkontroll tagits fram (Tabell 10). Provpunkt SS39 är belägen ca 1 km nedströms bräddpunkten och SS60 ytterligare ca 10 km ned.

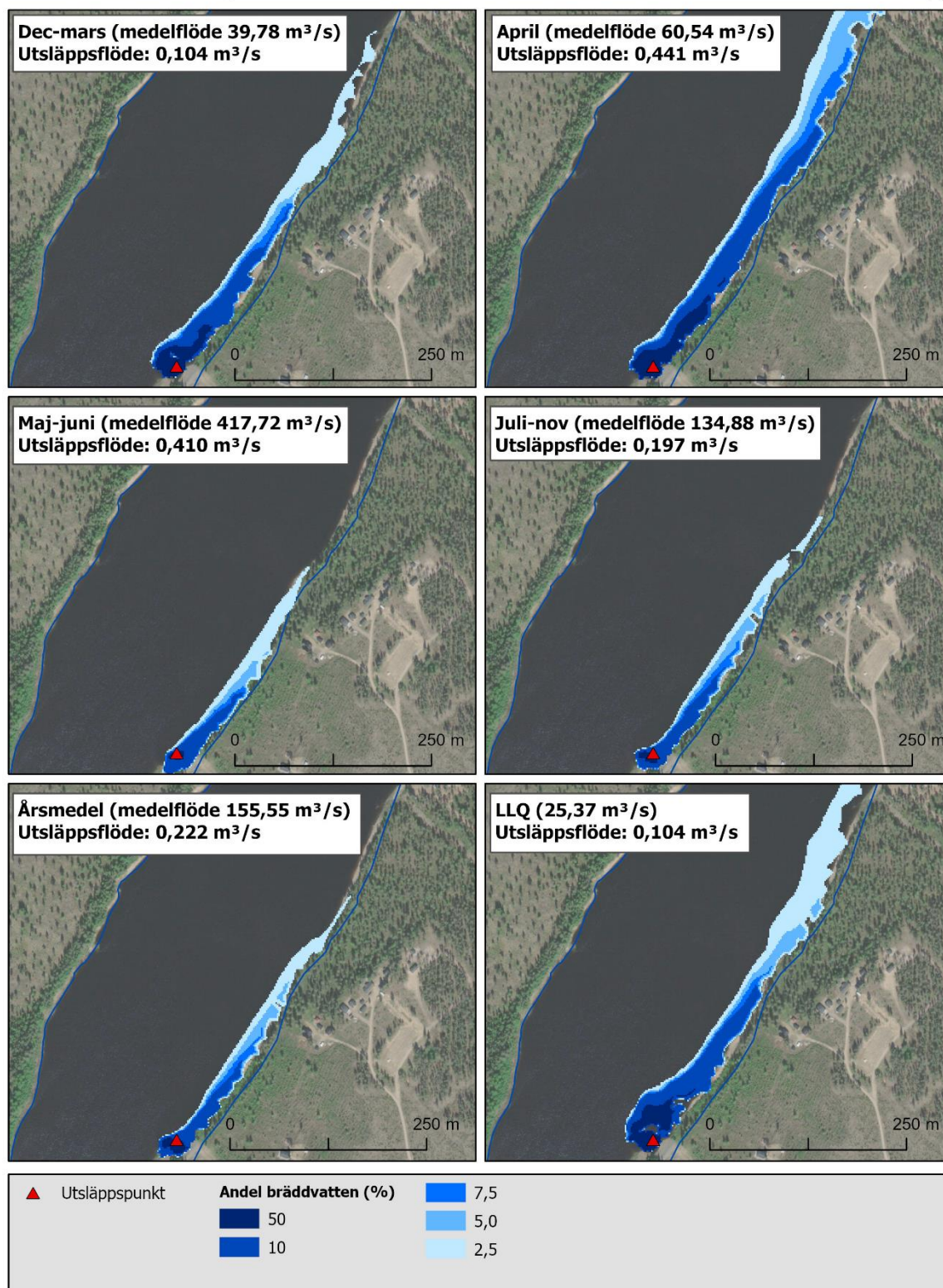
Tabell 10. Spädningstal för provpunkterna SS39 och SS60 vid bräddning till Muonio älv för produktionsår 11 för ansökt gruvverksamhet vid Kaunisvaara (WSP, 2022b).

Scenario	SS39	SS60
dec-mars	138	405
april	42	126
maj-juni	215	799
juli-nov	165	605
MQ	170	609
LLQ	116	289

Vid bräddning till Muonio älv späds vattnet redan vid utsläppspunkten till hälften, vilket innebär att endast för de ämnena med ett spädningstal >2 bedöms det fortsatt förekomma en risk för påverkan efter utsläpp. Den största utspädningen av bräddvattnet sker vid utsläppspunkten och vid årsmedelvattenföring har en utspädning med spädningstal 10 uppnåtts inom 150 m nedströms utsläppspunkten (Figur 4). Detta innebär att mindre än 10 % av vattnet 150 m nedströms utsläppspunkten utgörs av bräddvatten och mer än 90 % utgörs av Muonio älvs opåverkade vatten.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

**KAUNIS IRON AB:S UTSLÄPP TILL MUONIO ÄLV - PLYMENS UTBREDNING OCH RIKTNING I UTSLÄPPSOMRÅDET, UTTRYCKT SOM ANDEL BRÄDDVATTEN FÖR PRODUKTIONSÅR 11.** 



Figur 4. Kartor för sex scenarier som visar inblandning av bräddvatten (årsmedel och LLQ) i Muonio älv under produktionsår 11 för sökt verksamhet för perioderna: dec-mars, april, maj-juni och juli-nov. Figur från WSP, validering av hydrologisk modell 2022 (WSP, 2022b).



PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### 3.3.2.1 Bedömd påverkan från bräddning till Muonio älv år 11

I Tabell 11 presenteras de ämnen vars halter i bräddvattnet, vid produktionsår 11, beräknas överskrida respektive bedömningsgrund/gränsvärde eller känd (noll)effektkoncentration vid den ansökta verksamheten. Bedömning av eventuell risk för påverkan på akvatiska organismer i Muonio älv har baserats på de blandningszonsberäkningar som tagits fram för produktionsår 11 (WSP, 2022a), presenterade i Tabell 10 och Figur 4 ovan.

Tabell 11. Halter i bräddvatten som överskrider bedömningsgrunder/gränsvärden eller lägsta (noll)effektkoncentrationer, samt spädningstal för att underskrida bedömningsgrunder/gränsvärden eller lägsta (noll)effektkoncentration.

Element	PRO6		Bedömningsgrund/ Gränsvärde		(Noll)Effektkoncentration		Spädningstal	
	Årsmedel	Maxhalt	Kronisk	Akut	Kronisk	Akut	Kronisk	Akut
Sulfat (SO <sub>4</sub> mg/l)	1 690		429 <sup>a</sup>				3,93	
Klorid (mg/l)	83,5	115			24	86	3,47	1,34
Kobolt (µg/l)	4,25		1,8 <sup>b</sup>				2,36	
Krom (µg/l)	3,9		3,4				1,15	
Kalium (mg/l)	59,4					17,7	3,35	
Magnesium (mg/l)	30,4				5,6		5,43	
Nickel (µg/l)	20,7 <sup>c</sup>	101	4 <sup>c</sup>	34			5,18	2,97
Uran (µg/l)	7,14		0,25 <sup>d</sup>				28,6	
Zink (µg/l)	15,9 <sup>c</sup>		5,5 <sup>c</sup>				2,89	
Xantat (mg/l)	0,65				0,43		1,51	

<sup>a</sup> Kanadensiskt hårdhetsjusterat riktvärde (30 dagars medel)

<sup>b</sup> Föreslaget gränsvärde enligt EU:s vägledning

<sup>c</sup> Biotillgänglig halt

<sup>d</sup> Med hänsyn till naturlig bakgrundshalt

För samtliga ämnen, förutom uran, behövs en utspädning ner till ca 20% (spädningstal ca 5) för att underskrida gränsvärden, bedömningsgrunder och (noll)effektkoncentrationer. Enligt utförda flödesmodeller kommer detta ske inom 150m nedströms utsläppspunkten i den plym som uppstår vid utsläpp (Figur 4). Merparten av utspädningen sker närmast utsläppspunkten. Risk för toxiska effekter av dessa ämnen bedöms därför enbart kunna uppstå inom detta begränsade område.

Uran är det ämne som behöver det största spädningstalet vid inblandning med Muonio älv för att halten ska underskrida bedömningsgrunden i HVMFS 2019:25. För uran avser detta då den totalt lösta halten i älven och inte den biotillgängliga andelen, vilket anses vara den andelen som är toxikologiskt relevant. Den biotillgängliga andelen uran beräknas utgöra en mycket liten andel av den totala mängden löst uran och den bedöms inte medföra risk för toxiska effekter ens i det koncentrerade bräddvattnet (Kemakta, 2019). Spädningstalet för uran är utifrån detta därmed inte baserat på en toxikologisk bedömning utan bör hanteras som en illustration för vilket spädningstal som krävs för att innehålla bedömningsgrunden för total filtrerad halt.

Nedströms utsläppspunkten sprids bräddvattnet längs stranden vid den södra sidan av Muonio älv (Figur 4). För att halten totalt löst uran ska underskrida bedömningsgrunden om 0,25 µg/l krävs att bräddvattnet späds till 3,5 % av det totala flödet. Vid medelflöde

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

uppnås detta inom 400 meter från utsläppspunkten i det område som påverkas av bräddvattnet (Figur 4). Denna beräkning relaterar dock inte till bedömt toxikologisk effekt utan motsvarar den utspädning som krävs för att innehålla bedömningsgrunden enligt HVMFS 2019:25 även när beräkning görs för total löst halt.

För landlevande djur som födosöker i vatten, till exempel mårddjur och rovfåglar, kan förhöjda uranhalter leda till sekundärförgiftning via förorenad föda. För toxiska effekter via konsumtion av fisk har riktvärden för sekundärförgiftning beräknats till 0,75 mg/kg för mårddjur och 0,42 mg/kg för rovfågel. Den högsta beräknade årsmedelhalten uran i bräddvattnet uppgår till 7,14 µg/l och halten i fisk, om den kontinuerligt skulle uppehålla sig i ett koncentrerat bräddvatten skulle därmed kunna ackumulera uranhalter som riskerar att orsaka sekundärförgiftning. Som tidigare beskrivet ser, efter utsläpp till Muonio älv, en direkt utspädning av bräddvattnet som ökar med avståndet från utsläppspunkten. Område där fisk skulle kunna exponeras för uranhalter som kan medföra risk för sekundärförgiftning är därmed tydligt avgränsat till ett område direkt nedströms utsläppspunkten. Risk för sekundärförgiftning förutsätter därmed att det födosökande djuret enbart konsumerar fisk som uppehåller sig direkt nedströms bräddpunkten, vilket bedöms vara osannolikt.

Risk för toxiska effekter på grund av kronisk exponering för huvudämnen och metaller bedöms mot bakgrund av detta därför endast föreligga i det område där spädningstalet understiger faktor 6, vilket uppnås när bräddvattnet utgör < 16 % av vattnet i Muonio älv, vilket för årsmedelvattenföringen motsvarar ca 125 meter nedströms i plymen för bräddvattenutspädningen (Figur 4).

### 3.3.2.2 Bedömd påverkan vid modellerade extremscenarior – maxhalter

Vid bedömning av risk för påverkan från modellerade extremscenarior är det enbart de modellerade halterna av nickel, som har ett spädningstal >2 (Tabell 11). För bedömning av påverkan i ett extremscenario jämförs maxhalten för år 11 under vilket halterna i bräddvattnet beräknas vara som högst mot ett flödesscenario med lägsta beräknade flödet (LLQ) i Muonio älv.

Högsta spädningstalet för att underskrida effektvärden och bedömningsgrunder var 2,97 vilket innebär att när bräddvattnet utgör <34 % av det totala flödet underskrids observerade effektvärden för samtliga ämnen. I ett scenario med LLQ utgör bräddvattnet <10 % av vattenmassan ca 250 m från utsläppspunkten (Figur 4). Risk för akuttoxisk påverkan bedöms därför endast kunna ske i ett begränsat område i den plym som påverkas av bräddvattnet.

### 3.3.3 Påverkan av bräddvatten på fiskmigration

Den modellering av utsläppen som gjorts för den ansökta verksamheten visar att andelen bräddvatten i älven överstiger 2,5 % och endast i ett begränsat område på ca 400m under vandringsperioden för fisk (maj-november) (Figur 4). Vid bräddning till älven förblir således den största delen av älvens bredd fortsatt opåverkad av bräddvattnet. Möjligheten för fisk att migrera i de delar av älven som fortsatt är opåverkade av bräddvatten bedöms därmed som stor. Det opåverkade området har även högre strömhastighet (WSP, 2022b), vilket föredras av vandrande fisk. Den kraftiga utspädningen av bräddvattnet som sker i Muonio älv gör även att halterna suspenderat material och andra ämnen snabbt avtar med ökat avstånd från utsläppspunkten.



PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Sammantaget bedöms bräddvattnet inte påverka vandrande fisks möjlighet att migrera i området.

### 3.3.4 Miljöpåverkan från diffus avrinning under sökt verksamhet

Verksamhetsområdet för den ansökta verksamheten omfattar, utöver det område som berörs av den pågående verksamheten, även dagbrott och gråbergsupplag vid Sahavaara, dagbrott vid Palotieva samt utökade områden för bland annat gråbergsupplag, sandmagasin samt klarningsmagasin.

Under drift förekommer inte någon diffus avrinning från dagbrotten eftersom dessa länshålls aktivt. Däremot visar, som tidigare beskrivit, provtagning och analys av vatten från recipienter och våtmarker nedströms gråbergsupplag, processvattendamm, samt sand- och klarningsmagasin att diffus avrinning från dessa objekt i den pågående verksamheten inte påverkar/förändrar halterna i nedströms liggande vattenförekomster så att det föreligger någon risk för negativa effekter på akvatiska organismer (Kap. 3.2.3).

I den sökta verksamheten kommer det utbyggda sandmagasinet att utformas på motsvarande sätt som det befintliga: med en yttre vall och ett uppsamlade dike. Den mycket marginella skillnaden i vattennivå i diket jämfört med nivån hos våtmarksvattnet på vallens utsida omöjliggör något omfattande utflöde från sandmagasinet ut till omkringliggande våtmark. Deponicellen för flotationssand, som för sökt verksamhet kommer att iordningställas i den sydvästra delen av sandmagasinet i en lokal lågpunkt. Dammarna som innesluter deponicellen kommer att utformas som täta morändammar där den östra dammen (in mot sandmagasinet) utformas med en dränerad sektion. Konstruktionsmaterial för tätskikt, filter, erosionsskydd etc. utgår från krav enligt RIDAS/GruvRIDAS. Dränagevatten avrinnande från deponicellen kommer att avvattna via ett särskilt utskov i den sydöstra delen av deponicellen för att därifrån via dike alternativt en kombination av pumpning och dikesledning ledas till klarningsmagasinet. (Bilaga A till MKB, Golder 2021).

Avrinnande dränagevatten från deponicellen kommer att avvattnas via ett särskilt utskov i den sydöstra delen av deponicellen för att därifrån via ett dike ledas till klarningsmagasinet. Vad gäller det utbyggda klarningsmagasinet kommer den omkringliggande vallen att anläggas med tätkärna eller membran varpå vallen som omger det befintliga klarningsmagasinet kommer att bli indämd och därmed enbart fungera som en pir inne i det utökade klarningsmagasinet. I det nya klarningsmagasinet kommer vattennivån vid den normala driftgränsen (DN) ligga på ca 0,1 m samt vid dämningensgränsen (DG) ca 0,55 m över myrens överyta nedströms vallen. Grundvattennivån i myren ligger vid klarningsmagasinet invid eller strax under myrens överyta. Gradienten över tätkärnan kommer därmed att vara mycket låg och därmed förväntas det eventuella läckaget även vara mycket lågt (Bilaga A till MKB, Golder 2021).

Som tidigare beskrivet har det begränsade vattenutbyte som sker mellan dagens sand- och klarningsmagasin och omkringliggande våtmark utvärderats utifrån återkommande vattenkemiprovtagning i de vattendrag som avvattnar och omger våtmarken. Resultaten från provtagningarna visar att vattenutbytet är ytterst begränsat och att det inte bedöms finnas någon risk för negativ påverkan på berörda vattenförekomster (Kap. 3.2.3). Utifrån att förutsättningarna för vattenutbyte från det utbyggda sand- och klarningsmagasinet i den sökta verksamheten inte kommer att förändras eller försämrats jämfört med

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

nuvarande förhållanden bedöms inte diffus avrinning från sand- och klarningsmagasin för den sökta verksamheten medföra någon risk för negativ påverkan på omkringliggande vattenförekomster.

För det planerade gråbergssupplaget vid Sahavaara kommer ytvatten och ytligt grundvatten som avrinner från upplaget under den aktiva driften/deponeringen att samlas upp i diken och pumpas till processvattenmagasinet för att där ingå som råvatten till anrikningsverket. För de särskilda deponiceller som iordningställs för potentiellt syrabildande gråberg kommer vatten att samlas upp i ett separat system för att genomgå behandling i form av kemisk fällning genom pH-justering och vid behov kombineras med tillsats av ex. järnsulfat (Bilaga A till MKB, Golder 2021).

Under tiden för den aktiva länshållningen av dagbrottet vid Sahavaara kommer gradienten för ytligt grundvatten inom påverkansområdet för grundvattenavsänkning i jord, inom vilket en stor del av upplaget kommer att vara lokaliserat, att vara i riktning mot dagbrottet och inte mot Kaunisjoki i första hand. Detta innebär att det under verksamhetens aktiva drift inte finns förutsättningar för annat än en begränsad avrinning från verksamhetsområdet mot den närmaste ytvattenrecipienten Kaunisjoki. Masstransport via diffus avrinning från verksamhetsområdet vid Sahavaara under drift bedöms därmed bli mindre omfattande jämfört med vad som beräknats för det efterbehandlade området.

I kap 3.4 presenteras bedömning av risk för påverkan på akvatiska organismer för den efterbehandlade verksamheten (då dagbrottet har vattenfyllts och gråbergssupplaget har täckts). Där framgår att diffus avrinning/transport av lösta ämnen från verksamhetsområdet kommer att medföra ett visst tillskott av lösta ämnen till Kaunisjoki men de resulterande halterna blir så låga att det inte bedöms medföra någon negativ påverkan av betydelse på Kaunisjoki eller andra vattenförekomster. Då den diffusa avrinningen under drift bedöms bli lägre än för det efterbehandlade området bedöms inte heller denna medföra risk för påverkan av betydelse på akvatiska organismer i omkringliggande vattenförekomster.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### 3.4 Miljöpåverkan efter avslutad och efterbehandlad verksamhet

Efter avslutad gruvverksamhet och efterbehandling kommer dagbrotten vattenfyllas och bilda dagbrottssjöar. Diffus avrinning från sådana efterbehandlingsobjekt som är att betrakta som relevanta ur ett riskreduceringsperspektiv och inkluderar sandmagasinet i Kaunisvaara inklusive cellen för deponering av flotationssand, gråbergssupplagen i Tapuli respektive Sahavaara samt dagbrotten i Tapuli, Palotieva respektive Sahavaara inklusive dess påverkan i form av förhöjda halter i angränsande vattendrag och sjöar har beräknats (Geosyntec, 2022a). Objekt som inte inkluderats i studien är antingen sådana, såsom industriområdet eller gruvområdets vägar, som efter stängning kan anses vara obetydliga som källtermer (källa till förorenings-spridning), eller sådana, likt malmupplag, som skall vara avslutade och rensade från material i samband med avslutad efterbehandling och som därmed inte kommer att medföra någon framtida belastning.

Beräkningarna visar att diffus avrinning från gråbergssupplag, sandmagasin och vattenfyllda dagbrott kan leda till förhöjda halter av vissa metaller i vattendragen Kaunisjoki och Aareajoki, samt sjön Kaunisjärvi med utlopp i Patojoki. Ingen belastning kommer ske på Muonio älv, annat än via Kaunisjoki, där den mynnar i Muonio älv.

Utän beaktande av någon fastläggning av metaller i marken vid vattnets transport från det efterbehandlade verksamhetsområdet mot recipienterna, visar beräkningsresultaten att halterna av totalt löst uran kommer överskrida bedömningsgrunden för årsmedelvärde i Kaunisjärvi och i delar av Kaunisjoki nedströms Sahavaara (Tabell 12). Om bedömning av uran istället utförs på biotillgänglig halt underskrivs bedömningsgrunden genomgående. Beräknade halter i Tabell 12 är emellertid konservativa så till vida att fastläggning i mark inte beaktas (Geosyntec, 2022a).

Tabell 12. Beräknad totalhalt och bakgrundshalt i vatten påverkade av diffusa läckage från gruvverksamheten.

Ämne	Kaunisjoki vid Sahavaara		Kaunisjärvi innan Patojoki		Kaunisjoki innan Aareajoki		Aareajoki innan Kaunisjoki		Kaunisjoki efter Aareajoki	
	Totalhalt	Bakgrund	Totalhalt	Bakgrund	Totalhalt	Bakgrund	Totalhalt	Bakgrund	Totalhalt	Bakgrund
As (µg/l)	0,28	0,1	0,43	0,13	0,24	0,1	0,093	0,08	0,20	0,1
Cu (µg/l)	0,04 <sup>a</sup>	0,58	0,09 <sup>a</sup>	0,55	0,05 <sup>a</sup>	0,56	0,02 <sup>a</sup>	0,7	0,04 <sup>a</sup>	0,56
Ni (µg/l)	1,6 <sup>a</sup>	0,23	1,03 <sup>a</sup>	0,38	3,98 <sup>b</sup>	0,24	1,33 <sup>b</sup>	0,51	2,98 <sup>b</sup>	0,24
Pb (µg/l)	0,099 <sup>b</sup>	0,08	0,020 <sup>a</sup>	0,12	0,11 <sup>b</sup>	0,07	0,091 <sup>b</sup>	0,08	0,10 <sup>b</sup>	0,07
U (µg/l)	0,57	0,09	0,74	0,07	0,38	0,1	0,21	0,13	0,31	0,1
Zn (µg/l)	4,1 <sup>a</sup>	5,1	3,61 <sup>a</sup>	8,7	4,59 <sup>a</sup>	7,5	3,3 <sup>a</sup>	12,2	4,21 <sup>a</sup>	7,50

<sup>a</sup>Biotillgänglig halt

<sup>b</sup>Total halt

#### 3.4.1 Miljöbedömning av eventuella toxiska effekter från avslutad och efterbehandlad verksamhet

Av Tabell 12 framgår att diffus avrinning från olika delar av de efterbehandlade gruvområdet kan komma att medföra ökade halter av vissa metaller, som i höga halter kan vara toxiska. För de flesta ämnen är tillskottet av metaller dock inte större än att gällande bedömningsgrunder och gränsvärden enligt HVMFS 2019:25 (och därmed även med god marginal även samtliga kända (noll)effekt-koncentrationer) innehålls för

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

samtliga berörda vattenförekomster, undantaget uran (totalt löst halt). Kommande beskrivning/bedömning av effekter och konsekvenser avgränsas därför till uran.

Den beräknade halten av totalt löst uran (utan att hänsyn tas till fastläggning) överskrider bedömningsgrunden för årsmedel (0,17 µg/l + bakgrundshalt) i Kaunisjoki, Patojoki samt Kaunisjärvi. I Aareajoki underskrider bedömningsgrunden när hänsyn till bakgrundhalt beaktas. Högst uranhalt beräknas uppstå i Kaunisjärvi (0,74 µg/l) samt Kaunisjoki vid Sahavaara (0,57 µg/l). Dessa avser totalt lösa halter av uran, medan den biotillgängliga fraktionen av uran, vilket är den andel som är relevant att bedöma ur ett toxikologiskt perspektiv, är långt under 0,17 µg/l + bakgrundshalt (Kemakta, 2019).

I jämförelse med rapporterade nolleffektkoncentrationer ligger den modellerade årsmedelhalten för totalt löst uran under lägsta NOEC på 2,7 µg/l (Tabell 2) och långt under lägsta rapporterade NOEC för fisk på >9 000 µg/l. Det finns flera exempel på andra vattendrag där uranhalter är långt högre än bedömningsgrunden på 0,17 µg/l + brakgrundshalt och där biologiska undersökningar inte visat på någon negativ påverkan på ekosystemet (Pelagia, 2021f, Sweco 2018).

För landlevande djur som födosöker i vatten, till exempel mårddjur och rovfåglar, kan höga uranhalter leda till sekundärförgiftning via förorenad föda eller brist på födotillgång. För toxiska effekter via konsumtion av fisk har riktvärde för sekundärförgiftning beräknats till 0,75 mg/kg och 0,42 mg/kg för mårddjur respektive rovfågel. I tidigare undersökningar är den högsta uppskattade årsmedelhalten efter stängning i vattendrag kring gruvområdet beräknat till 0,79 µg/l, vilket är ca hälften av årsmedelhalten på 1,54 µg/l som resulterade i medelkoncentrationen i helfisk på 0,15 mg/kg vilket tydligt underskrider beräknade riktvärden.

Den sammanvägda bedömningen av påverkan från diffus avrinning av uran på fiskätande rovdjur på land är att gruvverksamheten efter stängning inte kommer påverka födotillgång eller orsaka toxiska effekter via sekundärförgiftning.

Som tidigare angivits är antagandet där masstransporten beräknas utan hänsyn till den fastläggning av metaller som sker naturligt vid vattenavrinning genom mark och våtmark konservativ. Ökningen av metallhalter i recipienterna blir således lägre än vad som beräknats i Tabell 12. För uran skulle en fastläggning på 75 % i torv, vilket anses som ett konservativt antagande (Geosyntec, 2022a), innebära att även halten total löst uran underskrider värdet i bedömningsgrunden i samtliga vatten när gränsvärdet justeras mot bakgrundshalt (Tabell 13). Om hänsyn tas till halten biotillgängligt uran ligger halten flera tiopotenser under bedömningsgrunden och listade effektnivåer från litteraturen. För detaljerad beskrivning kring beräkning om fastläggning, se Geosyntec (2022a).

Tabell 13. Modellerade halter av uran i vattendrag med och utan fastläggning i torv (Geosyntec, 2022a).

Lokal	Basfall 0% uranretention (µg/l)	Bakgrund (µg/l)	75% uranretention (µg/l)
Kaunisjoki vid Sahavaara	0,57	0,09	0,21
Kaunisjoki innan Aareajoki	0,38	0,10	0,17
Kaunisjoki efter Aareajoki	0,31	0,10	0,15
Kaunisjärvi innan Patojoki	0,76	0,07	0,24
Aareajoki innan Kaunisjoki	0,21	0,13	0,15

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Efter avslutad drift och genomförd efterbehandling sker inga direkta utsläpp till Muonio älv från gruvområdet. Ett visst tillskott sker via Kaunisjoki vid anslutning till Muonio älv, men i så låga halter att det inte bedöms riskera negativ påverkan på Kaunisjoki och med den utspädning som sker när vattnet når Muonio älv blir halterna i älven försumbara. Någon risk för påverkan på akvatiska organismer, varken från toxiska effekter eller påverkan på vandrande fisk i ett efterbehandlingsskede bedöms därmed inte föreligga.

Den samlade bedömningen är att diffus avrinning från de efterbehandlade gruvområdena inte kommer att orsaka någon risk för negativ påverkan av någon betydelse på akvatiska organismer i någon av de berörda vattenförekomsterna.

### 3.5 Kumulativa effekter med ansökt verksamhet vid Hannukainen

I Finland pågår planering av ett annat gruvprojekt (Hannukainen) där det också planeras att avledas vatten från gruvområdet till Muonio älv. Den i nuläget redovisade utsläppspunkten (SS60) ligger cirka 10 km nedströms utsläppspunkten för KIAB:s verksamhet. För Hannukainen presenterades under år 2021 uppdaterade beräkningar kring modellerade utsläppsmängder och flöden, vilka har tagits in i den hydrologiska modellen för KIAB:s verksamhet varvid beräkningar för kumulativ belastning för respektive ansökt verksamhet tagits fram av WSP (WSP, 2022a). Resultat för dessa beräkningar och modelleringar redovisas i Tabell 14, men återfinns i sin helhet i WSP:s rapport, Bilaga 3.

Bedömningen för kumulativ påverkan med det planerade projektet Hannukainen har utförts utifrån ett mycket konservativt förhållningssätt där de högsta framräknade utsläppshalterna för Hannukainen (produktionsår 19) har antagits inträffa samtidigt som högsta modellerade utsläpp (verksamhetsår 11) för KIAB:s ansökta verksamhet. Detta är alltså ett teoretiskt maximum-scenario som inte bedöms vara sannolikt att inträffa. Beräkning av den kumulativa belastningen för samtliga modellerade halter har utförts för provpunkt SS55/61, vid vilken det idag regelbundet genomförs provtagning inom bolagets egenkontroll. Provpunkt SS55/61 är belägen ca 15 km nedström Hannukainens planerade utsläpp till Muonio älv, men även nedströms Kaunisjokis inlopp i Muonio älv. Vid denna provpunkt ska bräddvatten för båda ansökta verksamheterna med god marginal vara omblandade i älven och de modellerade halterna bedöms därmed som representativa för den totala kumulativa belastningen på Muonio älv.

I tabell 14 presenteras de modellerade halterna vid denna provpunkt, vilket visar den samlade belastningen från respektive ansökta verksamhet samt i vilken utsträckning respektive ansökta verksamhet bidrar till denna halt.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Tabell 14. Beräkningar på kumulativ belastning i recipienten vid påverkan från verksamheten i Kaunis och Hannukainen. Beräkningarna utgår från medelflöde (MQ) i Muonio älv. Provpunkt SS60 är beläget ca 10km nedströms utsläppspunkten för KIAB:s verksamhet och SS55/61 är beläget ca 15 km nedströms Hannukainens planerade utsläpp till Muonio älv.

Parameter (µg/l)	Recipienthalt i SS60 produktions år 11	Beräknad recipienthalt i SS55/61 (produktionsår 11 för Kaunis + år 19 för Hannukainen)	Kaunis Irons andel av beräknad masstransport vid MQ (%)	Hannukainens andel av beräknad masstransport vid MQ (%)
Aluminium	30,5	26,6	0,01	2,36
Arsenik	0,05	0,04	0,10	5,02
Kalcium	3 933	3 818	4,08	12,4
Kadmium	<0,01	0,01	0,39	5,73
Klorid	768	743	13,7	12,0
Krom	0,21	0,26	1,83	30,7
Koppar	0,34	0,32	0,07	10,4
Järn	344	294	0,00	0,35
Kvicksilver	<0,02	0,02	0,04	6,65
Kalium	757	829	8,71	22,3
Magnesium	1 104	983	3,76	4,48
Mangan	4,59	4,50	0,00	13,1
Molybden	0,27	0,21	10,8	5,47
Natrium	1 620	1 484	3,53	7,06
Nickel	0,32	0,28	35,0	5,42
Fosfor	8,79	7,69	0,38	6,17
Bly	0,03	0,02	0,01	8,49
Sulfat	5 116	6 125	33,5	29,0
Uran	0,08	0,08	10,4	15,1
Zink	1,17	1,5	3,41	2,79

### 3.5.1 Kumulativa effekter på akvatiska organismer av de ansökta gruvverksamheterna

Bedömningen av eventuell risk för kumulativa effekter på akvatiska organismer i Muonio älv har utförts på motsvarande sätt som för övriga bedömningar i detta PM. Bedömning av toxisk påverkan har utförts utifrån bedömningsgrunder och gränsvärden enligt HVMFS 2019:25, dvs. ämnen klassade som särskilda förorenande ämnen (SFÄ) enligt Bilaga 2 samt ämnen klassade som prioriterade ämnen (prio-ämnen) enligt Bilaga 6. En bedömning har även utförts för de ämnen för vilka det saknas svenska bedömningsgrunder eller gränsvärden enligt HVMFS 2019:25, men som beräknas nå förhöjda halter i recipienten Muonio älv för de ansökta verksamheterna jämfört med bakgrundshalt (SS38). Riskbedömningen för dessa ämnen har utgått från jämförelse med gräns-/riktvärden från USA och Kanada, underlag till dessa riktvärden samt toxicitetsdata från utförda forskningsstudier (Kap. 3.1).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Som tidigare beskrivit (Kap. 3.3) kommer bräddvattnet från KIAB:s ansökta verksamhet medföra förhöjda halter av huvudelement och metaller i recipienten Muonio älv. Halterna av dessa ämnen (Tabell 14), redovisas här som beräknade halter för provpunkt SS60, kommer efter full omblandning av bräddvattnet i Muonio älv tydligt underskrida samtliga bedömningsgrunder och gränsvärden enligt HVMFS 2019:25. Även resterande ämnen i bräddvattnet kommer tydligt underskrida lägsta observerade (noll)effektkoncentrationer (Tabell 14). Exempelvis beräknas årsmedelhalten för sulfat vid produktionsår 11, då högst sulfathalter förväntas, vara ca 5 mg/l och kloridhalten ca 0,77 mg/l, att jämföra med bakgrundshalter (SS38) på 2,7mg/l respektive 0,65 mg/l samt riktvärden på 128 mg/l för mjuka vatten respektive 120mg/l (se kap 3.1)

Vid provpunkt SS55/61 har full omblandning skett av utsläppen från KIAB:s verksamhet och Hannukainens verksamhet. Respektive verksamhets del av masstransporten i Muonio älv varierar beroende på vilket ämne som avses (Tabell 14), vilket är förväntat utifrån att verksamheterna skiljer sig åt med bl.a. olika malmsammansättningar.

Bedömningen av verksamheternas kumulativa påverkan på Muonio älv har utförts på beräknade årsmedelhalter på fullt omblandat vatten från båda verksamheterna i Muonio älv, vilket redovisas som beräknade halter för provpunkt SS55/61. Vid denna provpunkt visar utförda beräkningarna på något förhöjda halter av främst kalium, sulfat, och zink i Muonio älv (Tabell 14) jämfört med halterna uppströms Hannukainen. Halter för andra ämnen som ökar något i Muonio älv nedströms ansökt verksamhet vid Kaunisvaara, exempelvis magnesium och kobolt, minskar istället något i provpunkten nedströms Hannukainen. Förklaringen till detta är, förutom ett begränsat bidrag från verksamheten vid Hannukainen, att flödet i älven ökar vid denna punkt vilket ger en ökad utspädning. Samtliga beräknade haltförändringar för den kumulativa belastningen, både för de ämnen vars halt ökar och för de som minskar, ligger generellt inom mätosäkerheten för såväl analysmetoder som osäkerheter inom modellen.

De beräknade förhöjda halterna av SFÄ och prioämnen nedströms Hannukainen kommer, precis som för halterna nedströms Kaunis Irons ansökta verksamhet, med god marginal underskrida samtliga bedömningsgrunder och gränsvärden enligt HVMFS 2019:25. Även resterande ämnen i bräddvattnet kommer tydligt underskrida lägsta observerade (noll)effektkoncentrationer (Tabell 14). Den kumulativa påverkan på Muonio älv från båda verksamheterna beräknas exempelvis ge en sulfathalt på ca 6 mg/l, i detta teoretiska maximalscenari vilket är långt under kända effektnivåer. Den kumulativa påverkan kan jämföras med en sulfathalt på 5 mg/l nedströms KIAB:s verksamhet och bakgrundshalten 2,7 mg/l vid SS38.

Sammanfattningsvis bedöms det inte finnas risk för negativa effekter på akvatiska organismer i Muonio älv från ansökta verksamheter vid Kaunisvaara eller Hannukainen. Detta gäller både för respektive verksamhet var för sig och för dess kumulativa effekter.



PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### 3.5.2 Kumulativa effekter på fiskmigration

I jämförelse med området vid utsläppspunkten för KIAB:s verksamhet finns efter omblandning (1,7-7,4 km nedströms utsläppspunkten beroende på flöde) ingen del av älven som är helt opåverkad av bräddvatten (WSP 2020) och vandrande fisk kan därmed inte välja vandringsvägar där inte bräddvatten från gruvverksamheten omblandats med älven.

Efter full omblandning (SS60) utgör bräddvattnet från Kaunis <0,01 % av den totala vattenföringen i Muonio älv (WSP, 2022b). Detta resulterar i en marginell ökning av grumlighet och för majoriteten av lösta ämnen i jämförelse med bakgrundshalten vid provpunkt SS38 (Tabell 14 och Tabell 3). För sulfat beräknas en haltökning jämfört med bakgrundshalten ske, från ca 2,7 mg till 5 mg /l. Dessa halter är fortsatt långt under det hårdhetsjusterade kanadensiska riktvärdet på 128 mg/l samt även det mer konservativa riktvärdet på 51 mg/l (om en högre säkerhetsfaktor används). Haltökningen efter full omblandning beräknas bli så begränsat att den inte bedöms påverka vandringsbeteendet hos fisk.

Efter att utsläppen från KIAB:s och Hannukainens verksamheter omblandas beräknas det, vid SS55/61, ske en viss haltökning av kalium och sulfat och en viss minskning av bland annat magnesium och järn (Tabell 14). Förklaringen till minskningen beror som tidigare nämnt på ett begränsat bidrag från Hannukainens verksamhet i kombination med ett ökat flöde i älven. Dock är flödes hastigheten större under vandringsperioden för fisk (maj-september) i jämförelse med årsmedelflödet vilket resulterar i högre spädning och således lägre halter under denna period (WSP, 2022b). De beräknade halterna i Muonio älv och påslaget från Hannukainens verksamhet förväntas därmed vara än lägre än det som presenteras i Tabell 14 under den period som är relevant för fiskmigration. De framräknade haltökningarna i Muonio älv, bedöms, även efter påslag från Hannukainens verksamhet, vara så begränsad att påverkan på migrationen av vandringsfisk inte bedöms uppkomma.



PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

## 4. Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem

### 4.1 Natura 2000 - Nulägesbeskrivning

I närområdet för Kaunisvaara sand- och klarningsmagasin ligger vattendrag som Kaunisjoki, Mellajoki, Patojoki, Aareajoki och det betydligt större vattendraget Muonioälven. Sjön Kaunisjärvi ligger även i närområdet för sand- och klarningsmagasinet. Samtliga av dessa vattendrag och sjöar utgör biflöden till Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem (SE0820430) (Länsstyrelsen, 2020). Hela Natura 2000-området för Torne- och Kalix älvsystem är drygt 175 000 hektar stort. Den sammanlagda sträckan av vattensystemets alla vattendrag och sjöar omfattar tusentals mil. Antalet sjöar i området överstiger 3 000. Torne och Kalix älvar är svenska nationalälvar (Länsstyrelsen Norrbotten, 2020).

I bevarandeplanen för Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem som fastställdes 2020, beskrivs bevarandesyfte och bevarandemål för Natura 2000-området. Bevarandesyftet för Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem "ska bidra till bevarandet av biologisk mångfald genom att upprätthålla eller återskapa gynnsam bevarandestatus för de ingående naturtyperna och arterna på biogeografisk nivå, det vill säga för hela Natura 2000-nätverket. Det enskilda Natura 2000-områdets syfte är också att lokalt bevara eller återskapa ett gynnsamt bevarandetillstånd för de naturtyper och arter som utpekats." (Länsstyrelsen Norrbotten, 2020).

Prioriterade bevarandevärden i Torne och Kalix älvsystem är det stora i huvudsak oreglerade älvsystemet med naturliga, säsongsmässiga vattenståndsvariationer som bland annat skapar särskilt artrika strandzoner längs sjöar och vattendrag (Länsstyrelsen Norrbotten, 2020). Strömsträckor utgör en särskilt artrik livsmiljö. Fungerande lekbottnar och uppväxtmiljöer för fisk i strömsträckorna är viktiga för en rik vattenfauna. Den relativt goda vattenkvaliteten utgör också ett stort värde och en viktig grund för områdets mångfald (Länsstyrelsen Norrbotten, 2020).

Den naturliga vattenmiljön skapar förutsättningar för ett rikt växt- och djurliv där de utpekade arterna lax, utter, ävjepilört, grön flodtrollslända, venhavre och flodpärlmussla är särskilt prioriterade för bevarande. Även öring som har en nyckelroll för flodpärlmusslans uppväxt och spridning i vattensystemet är särskilt prioriterad för bevarande (Länsstyrelsen Norrbotten, 2020).

Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem är utpekad för att skydda vissa specifika naturtyper: *Större vattendrag*, *Mindre vattendrag*, *Alpina vattendrag*, *Myrsjöar* och *Ävjestrandsjöar*.

Kategoriseringen av de olika naturtyperna skall göras utifrån vägledningsdokument (Naturvårdsverket, 2011a&b), där respektive naturtyps kriterier så som vattenföring, vattenkemiska egenskaper samt typiska arter finns redovisade. Utifrån dessa kriterier har sjöar och vattendrag som förekommer inom Kaunisvaaraområdet delats in. Muonio älv tillhör naturtypen *Större vattendrag* (3210) medan Aareajoki och Kaunisjoki tillhör naturtypen *Mindre vattendrag* (3260) (Tabell 14). Förvisso finns ett flertal tjärnar och sjöar som tillhör naturtypen *Myrsjöar* (3160) inom Kaunisvaaraområdet men dessa ligger utanför den avgränsning som gäller för utpekandet av Natura 2000-området (Bilaga H9). Sjön Kaunisjärvi och vattendraget Patojoki ingår inte heller i Natura 2000-naturtyperna

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

då dessa inte uppfyller kravet för naturtypen *Ävjestrandsjöar* respektive *Mindre vattendrag* (Bilaga H9). Inte heller vattendraget Mellajoki ingår i naturtypen *Mindre vattendrag* då dess ekologiska status klassas som *Otillfredsställande* (VISS, 2021).

Natura 2000 naturtyper som återfinns inom Kaunisvaara-området redovisas i Tabell 14.

Tabell 14. Utpekade naturtyper inom Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem samt bedömning kring dess eventuella förekomst inom Kaunisvaara-området.

Naturtyp	Förekomst i Kaunisvaara-området?
Större vattendrag	Ja, Muonio älv
Mindre vattendrag	Ja, Kaunisjoki och Aareajoki
Alpina vattendrag	Nej
Myrsjöar	Nej, inte inom utpekade N2000-område
Ävjestrandsjöar	Nej, inte inom utpekade N2000-område

För Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem finns sju utpekade arter; lax, utter, stensimpa, flodpärlmussla, grön flodtrollslända, venhavre och ävjepilört. För respektive art görs nedan en bedömning kring huruvida denna är relevant att bedöma för eventuell störning från pågående samt sökt gruvverksamhet.

#### Utter

Mårddjuret utter (*Lutra lutra*) är ett av våra större rovdjur. Arten förekommer i anslutning till sjöar, vattendrag och kust, gärna med riklig förekomst av lättfångad föda. Utterpopulationen i Sverige har de senaste decennierna börjat återhämta sig efter en kraftig nedgång under senare delen av 1900-talet som till stor del orsakades av miljögifter, främst PCB.

Utterns bevarandestatus i Torne och Kalix älvsystem har bedömts vara okänd på grund av bristande dataunderlag (Länsstyrelsen Norrbotten, 2020). Dock noteras i bevarandeplanen att det råder en positiv trend i länet, vilket även gäller för Tornedalen där antalet inrapporterade fynd ökat tydligt den sista tioårsperioden jämfört med tidigare år (SLU Artdatabanken, 2022d). En omfattande utterinventering i Kaunisvaaraområdet genomfördes år 2019 (Pelagia, 2019) vilken visade på förekomst av utter längs både Kaunisjoki, Aareajoki och Patojoki. Både utterspår och spillning påträffades på ett flertal sträckor längs vattendragen.

#### Lax

Lax (*Salmo salar*) är en vandrart som leker i sötvatten men spenderar en stor del av sitt liv som adult i havet och är därför beroende av fria vandringsvägar. Arten är för sin reproduktion beroende av lekbottnar med grus eller småsten där honan begraver sina ägg.

Bevarandestatus för lax har i bevarandeplanen för Torne och Kalix älvsystem bedömts vara *gynnsam*. Arten är *livskraftig* nationellt enligt SLU Artdatabanken (2022b). Torne älv, dit Muonio älv mynnar, är en av världens viktigaste reproduktionsälvar för lax och en tredjedel av laxen i Östersjön härstammar från älven (Luke, 2022). Lax förekommer inom Kaunisvaaraområdet i Muonio älv. Lax har inte fångats vid någon av alla de elfiskeundersökningar som utförts vid flera olika lokaler i Kaunisjoki samt Aareajoki.

#### Stensimpa

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Stensimpa (*Cottus gobio*) förekommer i strömmande vattendrag med klart vatten och hårdbotten. Arten lever i huvudsak på akvatiska evertebrater som insekter och kräftdjur, men även på fiskrom och yngel. Stensimpa anses vara en stationär art.

Stensimpa har bedömts vara *livskraftig* i Sverige enligt SLU Artdatabanken (2022c). Dess bevarandestatus i Sverige i boreal zon bedömdes dock vara *otillfredsställande* under perioden 2013–2019 (Westling m.fl., 2020). I Torne och Kalix älvsystem har artens bevarandestatus bedömts vara *gynnsam* (Länsstyrelsen Norrbotten, 2020). Stensimpan förekommer väl spridd inom Kaunisvaaraområdet och har frekvent fångats vid elfiskeundersökningar i såväl Kaunisjoki, Aareajoki om Muonio älv.

#### *Flodpärlmussla*

Flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*) är en stormussla som det senaste seklet minskat drastiskt i Sverige och stora delar av Europa till följd av olika typer av mänsklig verksamhet: pärlfiske, reglering för vattenkraft, flottledsrensning, övergödning, försurning och miljögifter.

Friska bestånd av flodpärlmussla bedöms utifrån antal musslor samt deras storleksfördelning. Förekomsten av små, unga, musslor indikerar en fungerande reproduktion.

Flodpärlmussla är rödlistad i kategorin *starkt hotad* (EN) av SLU Artdatabanken (2022g). På biogeografisk nivå i boreal zon har arten *ej gynnsam* bevarandestatus med negativ trend (Westling m.fl., 2020). I Torne och Kalix älvsystem har arten bedömts ha *ej gynnsam* bevarandestatus.

Inga fynd av flodpärlmussla i Pajala kommun inom Torneälvens avrinningsområde finns noterade i artdatabanken, närmaste fyndet finns registrerat i Juojoki, vilken mynnar strax uppströms Övertorneå. Flera olika inventeringar av flodpärlmussla har utförts Pajala kommun och inom Kaunisvaaraområdet utan att några spår efter flodpärlmussla kunnat återfinnas. Under september 2020 gav KIAB, Pelagia Nature & Environment AB i uppdrag att inventera flodpärlmussla i Mellajoki och Aareajoki samt omblandningszonen (för definition av omblandningszonen, se WSP, 2020) i Muonio älv, vilka är de vattendrag dit bräddning (Muonio älv) eller avledning av vatten (Mellajoki under tiden för avrymning vid Palotieva dagbrottsområde) från verksamheten sker eller kan komma att ske. Vid inventeringen identifierades flera delsträckor med bottenstrukturer och strömförhållanden som bedömdes som lämpliga för förekomst av flodpärlmussla. Däremot hittades inga flodpärlmusslor vid någon sträcka (Pelagia, 2021d).

Förekomst av öring, framförallt öringyngel, är en förutsättning för att flodpärlmussla ska kunna reproducera sig. I både Kaunisjoki och Aareajoki har endast enstaka öringyngel fångats i samband med elfiskeundersökningar sedan 2006, det vill säga före det att gruvverksamheten inleddes. Beståndet av öringyngel bedöms utifrån dessa undersökningar vara mycket lägre än det som anses krävas för att reproduktion av flodpärlmussla ska vara sannolik (Tamario och Degerman, 2017).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### *Grön flodtrollslända*

Grön flodtrollslända (*Ophiogomphus cecilia*) förekommer i Sverige främst i oreglerade breda vattendrag (>50 m) med grus eller sandbotten och klart vatten. Arten i larvform förekommer ofta på någon eller några meters djup, varför den ofta förbises vid bottenfaunaprovtagningar. Som adult kan hanen ibland ses patrullerande i strandkanten.

Arten bedöms vara *livskraftig* i Sverige (SLU Artdatabanken, 2022a) och på EU-nivå. I Torne och Kalix älvsystem har arten *gynnsam* bevarandestatus (Länsstyrelsen Norrbotten, 2020) och på biogeografisk nivå har arten *gynnsam* bevarandestatus i boreal zon (Westling m.fl., 2020).

Grön flodtrollslända har återfunnits i Muonio älv, vid Kolaribron, ca 35 km nedströms omblandningszonen för Kaunis Irons bräddpunkt i älven. Det är troligt att arten även finns vid fler platser längs älven. Grön flodtrollslända har inte återfunnits inom påverkansområdet i älven och där har heller inte noterats lämpliga habitat för arten.

Övriga vattendrag kring Kaunisvaara, Aareajoki samt Kaunisjoki rinner till stor del genom myrmark och har färgat vatten. Vattendragen avviker därmed tydligt från de kända uppgifter kring var grön flodtrollslända hittats, stora vattendrag med rent och klart vatten, vilka mestadels rinner genom skogsmark (Länsstyrelsen Östergötland, 2016). Det har inte heller identifierats lokaler längs dessa vattendrag med lämpliga förhållanden för arten, klara relativt stora vattendrag (>100 m breda) med sand och grusbotten. Under 2020 kom en uppdaterad rapport från Länsstyrelsen i Östergötland, vilka på uppdrag av Naturvårdsverket driver biogeografisk uppföljning av delsystemet "Trollsländor och dykarskal-baggar". Ansvarig för programmet är Tommy Karlsson, som även var den som hittade grön flodtrollslända i Muonio älv, vid Kolari. Tommy Karlsson har även, vid muntlig kontakt 2020-08-28, bekräftat den bedömningen gällande att lämpliga habitat för grön flodtrollslända tycks saknas i både Aareajoki och Kaunisjoki, varför en riktad artinventering inte bedöms vara motiverad.

### *Venhavre*

Venhavre (*Trisetum subalpestre*) är ett gräs som förekommer på forsstränder i anslutning till oreglerade älvar i alpina eller subalpina klimatzoner i Sverige. Arten växer främst i de övre delarna av älvstränder som översvämmas vid vårfloeden. Venhavre är en konkurrenssvag art som är beroende av återkommande störning. Arten har *gynnsam* bevarandestatus inom Torne och Kalix älvsystem men är klassad som *nära hotad* (NT) i den nationella rödlistan (SLU Artdatabanken, 2022e).

Venhavre är ett av de mest sällsynta gräsen i Sverige med kända förekomster längs avgränsade älvsträckor i Torne älvsystem, däribland Könkämää älv, Rautasälven och Torne träsk. Venhavre har inga kända förekomster söder om Kiruna och en förekomst av venhavre inom Kaunisvaaraområdet bedöms kunna uteslutas utifrån artens kända utbredning.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

### Ävjepilört

Ävjepilört (*Persicaria foliosa*) är en kärlväxt som förekommer på gytjiga eller leriga stränder som översvämmas under delar av året. Arten är starkt ljusälskande och mycket konkurrenssvag. Den förmår inte hävda sig mot vass, starrar eller annan högre strandvegetation. Den naturliga växtplatsen är vattenstranden utanför landstrandens sammanhängande vegetation som vanligen domineras av starr. Arten tycks därför i grunden vara beroende av stora naturliga vattenståndsamplituder som blottlägger nakna stränder utom räckhåll för högre vegetation. Arten är rödlistad i kategorin *nära hotad* (NT) i den nationella rödlistan (SLU Artdatabanken, 2022f).

Lämpliga habitat för Ävjepilört finns inte i de bäckar, åar eller sjöar som återfinns i Kaunisvaaraområdet. Lämpliga habitat skulle däremot kunna finnas längs Muonio och/eller Torne älv, men trots en omfattande inventeringsinsats (Norrbottens flora) längst Torne och Muonio älv har arten endast återfunnits i Nedertorneå socken i Torne älv, Det vill säga nära mynningen av Torne älv ut i Bottenviken. Inga fynd av Ävjepilört finns noterade inom Pajala Kommun (Artportalen, 2022f samt Norrbottens flora) och en förekomst av Ävjepilört inom Kaunisvaaraområdet bedöms kunna uteslutas.

En sammanställning över förekomst av utpekade arter inom Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem inom Kaunisvaaraområdet redovisas nedan (Tabell 15).

Tabell 15. Utpekade arter inom Natura 2000 området Torne Kalix älvar samt bedömning kring dess eventuella förekomst inom Kaunisvaara-området.

Art	Förekomst i Kaunisvaara-området?
Lax	Ja, i Muonio älv
Utter	Ja, väl spridd inom området
Stensimpa	Ja, väl spridd inom området
Flodpärlmussla	Nej, bedöms inte finnas och har ej heller återfunnits före uppstart av gruvverksamhet vid Kaunisvaara
Grön Flodtrollslända	Ja, i Muonio älv
Venhavre	Nej, bedöms inte finnas inom Kaunisvaaraområdet.
Ävjepilört	Nej, bedöms inte finnas inom Kaunisvaaraområdet.

## 4.2 Natura 2000 - konsekvensbedömning pågående verksamhet

Bedömningen av nuvarande verksamhets påverkan på utpekade naturtyper och arter, har gjorts genom att bedöma om verksamheten har någon betydande påverkan på de faktorer som påverkar *gynnsam* bevarandestatus för naturtypen eller arten.

### 4.2.1 Naturtyper

I Natura 2000-området Torne och Kalix älvsystem återfinns kring Kaunisvaara-området naturtyperna *Större vattendrag* i Muonio älv och *Mindre vattendrag* i Kaunisjoki och Aareajoki. Nuvarande verksamhet medför en något minskad avrinning i Kaunisjoki och Aareajokis avrinningsområden (Golder, 2021) men flödesminskningen påverkar inte flödesregimen, vilket är bevarandemålet. Flödesminskningen har inte heller påverkan på den ekologiska eller den hydromorfologiska statusen i vattendragen (Golder, 2021).

Metallutsläpp och tillförsel av suspenderat material som sker via bräddning bedöms inte påverka bevarandestatusen för Muonio älv då påverkan endast sker i ett mycket

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

begränsat område i direkt anslutning till utsläppspunkten (Kap. 3.2.2). Diffus avrinning har under nuvarande verksamhet ingen betydande påverkan på vare sig Kaunisjoki eller Aareajoki (Kap. 3.2.3) och någon påverkan på bevarandestatusen för dessa vattendrag bedöms inte ske.

#### 4.2.2 Utpekade arter

*Lax, stensimpa och utter*

En potentiell risk för påverkan från nuvarande verksamhet på bevarandemålen för Natura 2000-området utpekade arterna lax, stensimpa och utter skulle kunna ske genom utsläpp av bräddvatten till Muonio älv.

Om utsläpp av bräddvatten skulle försämra vattenkvalitén, orsaka toxiska effekter, orsaka habitatförlust (pga. tillförsel av suspenderat material) eller orsaka en kemisk spridningsbarriär i vattnet som hindrar fiskmigration finns risk att bevarandemålen påverkas.

Som tidigare beskrivits (Kap 3.3) bedöms utsläpp av bräddvattnet enbart kunna medföra effekter i ett tydligt begränsat område direkt nedströms utsläppspunkten i Muonio älv. Denna påverkan bedöms inte bli av någon betydelse för någon av de för Natura 2000-området utpekade arterna lax eller stensimpa. Bedömningen bekräftas av resultaten från de årliga undersökningarna av fiskreproduktion som utförts vid påverkanspunkten (SS39) belägen inom omblandningszonen i Muonio älv. Vid denna punkt har goda tätheter och reproduktion av laxartad fisk noterats (Bilaga H3 samt Pelagia, 2020a & 2021b).

Utsläpp av bräddvatten bedöms inte kunna påverka reproduktionsmöjligheten för lax då möjligheten att vandra i omblandningszonen bedöms som fortsatt god (Kap. 3.2.2). Dessutom har inga lekområden identifierats i det begränsade område direkt nedströms utsläppspunkten där förhöjda halter av potentiellt toxiska ämnen modellerats (Pelagia, 2021a).

För utter har också en potentiell påverkan från nuvarande verksamhet genom minskad födotillgång och sekundärförgiftning av förorenad föda utretts. Då varken påverkan från utsläpp av bräddvatten till Muonio älv eller diffus avrinning till övriga vattendrag bedömts få någon påverkan av betydelse på akvatiska organismer är bedömningen att nuvarande verksamhet inte påverkar födotillgången för utter, eller andra rovdjur.

De uranhalter som uppmätts i bräddvattnet under nuvarande verksamhet bedöms inte kunna leda till att fisk i Muonio älv ackumulerar högre halter än det uppskattade riktvärdet för sekundärförgiftning i fisk på 0,75 mg/kg (Kap. 3.2.2). Detta även om fisken enbart exponeras för koncentrerat bräddvatten, vilket kan uteslutas då det skulle förutsätta att fisken uteslutande uppehåller sig inne i ledningsröret för bräddvatten. Vid utsläpp till Muonio älv späds bräddvatten omgående till ungefär hälften vilket innebär att fisk i Muonio älv exponeras för lägre halter uran än det som uppmätts i bräddvattnet. Någon risk för sekundärförgiftning på utter eller andra djur bedöms därför inte föreligga.



PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

#### *Grön flodtrollslända*

Grön flodtrollslända har inte identifierats vid genomförda undersökningar, och bottensubstratet i påverkansområdet nedströms utsläppspunkten bedöms ej vara lämpligt habitat för arten (Kap. 4.1). Grön flodtrollslända har återfunnits längre nedströms i Muonio älv, men då det inte bedöms föreligga någon påverkan från bräddvattnet nedströms omblandningszonen föreligger heller ingen risk för negativa effekter på utpekade arten grön flodtrollslända.

#### *Påverkan diffus avrinning*

Diffus avrinning från nuvarande verksamhet bedöms inte orsaka någon förhöjd risk för toxiska effekter på utpekade arter i något av de angränsande vattendragen till verksamhetsområdet (Kap. 3.2.3) och den minskade vattenföringen i vattendragen som ett resultat av bräddningen till Muonio älv bedöms inte medföra risk för betydande skada på de utpekade arterna utter samt stensimpa som återfinns i dessa.

### 4.3 Natura 2000 - konsekvensbedömning ansökt verksamhet

För bedömning av ansökt verksamhets påverkan på utpekade naturtyper och arter, görs bedömningen om verksamheten har betydande påverkan på de faktorer som påverkar *gynnsam* bevarandestatus för naturtypen eller arten.

#### 4.3.1 Naturtyper

I Natura 2000-området Torne och Kalix älvssystem återfinns kring Kaunisvaara-området naturtyperna *Större vattendrag* i Muonio älv och *Mindre vattendrag* i Kaunisjoki och Aareajoki. Flödesminskningen påverkar inte flödesregimen, vilket är ett av bevarandemålet, och påverkar inte heller varken den ekologiska eller hydromorfologiska statusen i vattendragen (Golder, 2021). Metallutsläpp och tillförsel av suspenderat material som sker via bräddning bedöms inte påverka bevarandestatusen för Muonio älv då påverkan endast sker i ett mycket begränsat område (Kap. 3.3.2). Diffus avrinning leder till en viss ökning av metaller och huvudämnen i Kaunisjärvi-Patojoki och Kaunisjoki nedströms Aareajoki men halterna är fortsatt under gällande bedömningsgrunder och gränsvärden enligt HVMFS 2019:25 alternativt observerade (noll)effektkoncentrationer (Kap. 3.3.4). Påverkan frändiffus avrinning på bevarandestatusen bedöms därmed som liten.

#### 4.3.2 Utpekade arter

Risk för påverkan från ansökt verksamhet på de utpekade arterna lax, stensimpa och utter har även bedömts utifrån påverkan från utsläpp av bräddvatten till Muonio älv samt genom diffus avrinning till vattendrag omkring verksamheten.

Grön flodtrollslända har inte identifierats inom påverkansområdet för sökt verksamhet, och bottensubstratet i området kring utsläppspunkten med hög andel bräddvatten bedöms inte heller vara lämpligt habitat för arten (Kap. 4.1), varvid sökt verksamhet inte bedöms påverka förekomsten av arten.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

#### *Lax, stensimpa och utter*

Som tidigare beskrivits (Kap 3.3) bedöms utsläpp av bräddvattnet enbart riskera att orsaka negativ påverkan i ett begränsat område strax nedströms utsläppspunkten (Kap. 3.3.2) i Muonio älv. Denna påverkan bedöms inte orsaka någon risk för toxisk påverkan av betydelse på någon av de för Natura 2000 utpekade arterna lax eller stensimpa.

Utöver toxiska effekter bedöms utsläppen av bräddvatten inte påverka reproduktionsmöjligheten för lax då möjligheten att vandra i omblandningszonen bedöms som fortsatt god (Kap. 3.3.3). Dessutom har inga lekområden identifierats i området närmast utsläppspunkten (Pelagia, 2021a).

För utter har riskbedömningen inkluderat påverkan av minskad födotillgång och sekundärförgiftning av förorenad föda. Eftersom utsläpp av bräddvatten under sökt verksamhet inte bedöms riskera att orsaka betydande skada på akvatiska organismer är bedömningen att sökt verksamhet inte heller riskerar att påverka födotillgången.

De uranhalter som beräknats kunna uppnås i själva bräddvattnet skulle kunna innebära en risk att fisk som under lång tid exponeras för koncentrerat bräddvattnet ackumulerar högre halter än det uppskattade riktvärdet för sekundärförgiftning i fisk på 0,75 mg/kg. Den snabba utspädningen av bräddvattnet som sker vid bräddning till Muonio älv, innebär emellertid att området där stationär fisk (så som stensimpa) finns, och där exponering för förhöjda halter uran sker är mycket begränsat. Någon risk för sekundärförgiftning på utter eller andra djur bedöms därför inte föreligga.

#### *Påverkan diffus avrinning*

Diffus avrinning från sökt verksamhet bedöms inte medföra någon förhöjd risk för toxiska effekter på utpekade arter i något av de utpekade naturtyperna *Mindre vattendrag* (Kaunisjoki och Aareajoki) och *Större vattendrag* (Muonio älv) i anslutning till verksamhetsområdet (Kap. 3.3.4 kap.).

## 4.4 Samlad bedömning Natura 2000

Sammanfattningsvis konstateras att nuvarande och ansökt gruvverksamhet i Kaunisvaara inte bedöms riskera att orsaka någon påverkan av betydelse på någon av de utpekade arter eller naturtyper som ingår i bevarandeplanen för Torne och Kalix älvsystems Natura 2000-område.



PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

## 5 Referenser

Banks, J. W. 1969. A Review of the Literature on the Upstream Migration of Adult Salmonids. *Journal of Fish Biology*, 1(2), pp. 85–136.

Bash, J., Berman, C. and Bolton, S. 2001. Effects of Turbidity and Suspended Solids on Salmonids. *Measurement*. (November). p. 74.

British Columbia. 2004. Technical report- water quality guidelines for cobalt.

Beaugelin-Seiller, K., Février, L., Gilbin, R., & Garnier-Laplace, J. 2011. Ecotoxicity of uranium in freshwaters: Influence of the physico-chemical status of the rivers. In *The New Uranium Mining Boom* (pp. 507-515). Springer, Berlin, Heidelberg.

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. 2011. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Chloride.

Chapman, P. M., Bailey, H. and Canaria, E. 2000. Toxicity of total dissolved solids associated with two mine effluents to chironomid larvae and early life stages of rainbow trout. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 19(1). pp. 210–214.

DCE. 2016. Review on environmental risk assessment of mining chemicals used for mineral separation in the mineral resources industry and recommendations for Greenland. Danish Center for Environment and Energy, Aarhus university.

Elphick, J. R. F., Bergh, K. D. and Bailey, H. C. 2011. Chronic toxicity of chloride to freshwater species: Effects of hardness and implications for water quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 30(1). pp. 239–246.

European Commission. 2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Technical Report - 2011 - 055.

Freitas, E. C., & Rocha, O. 2011. Acute and chronic effects of sodium and potassium on the tropical freshwater cladoceran *Pseudosida ramosa*. *Ecotoxicology*, 20(1), 88-96.

Geosyntec. 2022a. Metallhalter i närliggande recipienter efter stängning av gruvverksamhet, Tapuli, Palotieva och Sahavaara, Pajala kommun.

Geosyntec. 2022b. Processvattensammansättning

Golder. 2021. Kaunis Iron AB Miljökonsekvensbeskrivning - Hållbarhetsprövning.

Goldstein JN, Woodward DF, Farag AM. 1999. Movements of adult chinook salmon during spawning migration in a metals-contaminated system, Coeur d'Alene River, Idaho. *Transactions of the American Fisheries Society* 128 (1).

Goulet, R. R., Fortin, C., & Spry, D. J. 2011. Uranium. In *Fish Physiology* (Vol. 31, pp. 391-428). Academic Press.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

HaV, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2019:25.

ITM, Institutionen för tillämpad miljövetenskap. 2013. Särskilt förorenande ämnen i ytvatten: förslag till gränsvärden. ITM-rapport 219. Stockholms universitet

Kemakta. 2021. Utredning av bioackumulation av uran i fisk o recipientvatten i Malmberget.

Kemakta. 2019 Utredning av förekomstformer av uran i recipientvatten vid Pajalagruvan.

Kim, N. N. *et al.* . 2015. Effect of salinity changes on olfactory memory-related genes and hormones in adult chum salmon *Oncorhynchus keta*. *Comparative Biochemistry and Physiology -Part A : Molecular and Integrative Physiology*. 187. pp. 40–47.

Kraemer, L. D. and Evans, D. 2012. Uranium bioaccumulation in a freshwater ecosystem: impact of feeding ecology. *Aquatic Toxicology*. 124, pp. 163–170.

Kroon, F. J. . 2005. Behavioural avoidance of acidified water (*Metapenaeus*). 285 (Dawson 2002). pp. 193–204.

Leander, J. *et al.* 2021. Bubble barriers to guide downstream migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*): An evaluation using acoustic telemetry. *Ecological Engineering*. 160 (June 2020). pp. 0–6.

Lepper, P., Sorokin, N., Maycock, D., Crane, M., Atkinson, C., Hope S-J., och Comber S. 2007. Preconsultation report: Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: arsenic (total dissolved). Environment agency, Bristol, UK

LKAB. 2021. Miljökonsekvensbeskrivning-LKAB:s gruv och malmförädlingsverksamhet i Vitåfors/Malmberget och Natura 200-området Torne och Kalix älvsystem.

Luke. 2022. Laxen i Torne älv. <https://www.luke.fi/sv/om-naturresurser/fiskar-och-fiskerinarig/fiskresurserna/lax/laxen-i-torne-alkv/>. 2022-03-01

Länsstyrelsen Norrbotten. 2020. Torne och Kalix älvsystem SE0820430. Bevarandeplan Natura 2000-område.

Länsstyrelsen Östergötland. 2016. Inventering av grön flodtrollslända *Ophiogomphus cecilia* 2015 - metodiktest, förstudie och första provtillfälle inom biogeografisk uppföljning. Rapport 2016:8.

Maycock, D., Peters, A., Merrington, G., and Crane, M. 2010. Water Framework Directive (United Kingdom technical advisory group). Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: zinc (for consultation).

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Maycock, D., Sorokin, N., Atkinson, C., Rule, K., and Crane, M. 2007. Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: Chromium(VI) and Chromium(III) (dissolved). Environment Agency, Bristol, UK.

Meays, C., & Nordin, R. 2013. Ambient water quality guidelines for sulphate. Technical appendix. Water Protection & Sustainability Branch: Environmental Sustainability and Strategic Policy Division, BC Ministry of Environment.

Naturvårdsverket 2011a. Mindre vattendrag - Vattendrag med flytbladsvegetation eller akvatiska mossor. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/natura-2000/naturtyper/sotvatten/vl-3260-mindrevattendrag.pdf> (hämtad 2021-06-09).

Naturvårdsverket 2011b. Större vattendrag-Naturliga större vattendrag av fennoskandisk typ Fennoscandian natural rivers EU-kod: 3210. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/natura-2000/naturtyper/sotvatten/vl-3210-storrevattendrag.pdf> (hämtad 2021-09-15).

Norwood, W. P., Borgmann, U., Dixon, D. G., & Wallace, A. 2003. Effects of metal mixtures on aquatic biota: a review of observations and methods. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9(4), 795-811.

Pelagia. 2019. Utterinventering i området kring Kaunisvaara, Pajala kommun, år 2019.

Pelagia. 2020a. Miljöundersökningar i ytvattenförekomster kring järnmalmsgruvan i Kaunisvaara, Pajala kommun, år 2019.

Pelagia. 2020b. Häckfågelinventering i området kring Kaunisvaara, Pajala kommun, år 2019.

Pelagia. 2021a. Kartering av vattenvegetation Muonio älv, september 2020.

Pelagia. 2021b Miljöundersökningar i ytvattenförekomster kring järnmalmsgruvan i Kaunisvaara, Pajala kommun, år 2020.

Pelagia. 2021c. Miljöundersökningar i Lina älv, Malmberget, 2021.

Pelagia. 2021d. Inventering av flodpärlmussla i Muonio älv, Mellajoki och Aareajoki, september 2020.

Pelagia. 2021e. Vattenprovtagning i våtmarker vid Kaunisvaara 2019-2020.

Pelagia. 2021f. Natura 2000-utredning för LKAB:s gruvverksamhet i Vitåfors.

Pålsson, B. 2020. Beräkning av xantat i processvatten.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Riethmuller, N., Markich, S. J., Van Dam, R. A., & Parry, D. 2001. Effects of water hardness and alkalinity on the toxicity of uranium to a tropical freshwater hydra (*Hydra viridissima*). *Biomarkers*, 6(1), 45-51.

Sahlin, S. & Ågerstrand, M. 2018a. Nitrate, EQS Data Overview. ACES Report Number 13. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholms Universitet.

Sahlin, S. & Ågerstrand, M. 2018b. Sulfate, EQS Data Overview. ACES Report Number 14. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholms Universitet.

Schuler, M. S., Cañedo-Argüelles, M., Hintz, W. D., Dyack, B., Birk, S., & Relyea, R. A. 2019. Regulations are needed to protect freshwater ecosystems from salinization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 374(1764), 20180019.

Sjöberg, K. 1987. Temporal relationships between fish-eating birds and their prey in a North Swedish river. Avhandling Umeå universitet. ISBN 91-7174-309-x.

SLU Artdatabanken. 2022a. Grön flodtrollsända (*Ophiogomphus cecilia*).  
<https://artfakta.se/artbestamning/taxon/ophiogomphus-cecilia-101461>.

SLU Artdatabanken. 2022b. Lax (*Salmo salar*).  
<https://artfakta.se/artbestamning/taxon/Salmo%20salar-100126>.

SLU Artdatabanken. 2022c. Stensimpa (*Cottus gobio*).  
<https://artfakta.se/artbestamning/taxon/cottus-gobio-102609>.

SLU Artdatabanken 2022d. Utter (*Lutra lutra*).  
<https://artfakta.se/artbestamning/taxon/lutra-lutra-100077>.

SLU Artdatabanken. 2022e. Venhavre (*Trisetum subalpestre*).  
<https://artfakta.se/artbestamning/taxon/trisetum-subalpestre-1605>.

SLU Artdatabanken. 2022f. Ävjepilört (*Persicaria foliosa*).  
<https://artfakta.se/artbestamning/taxon/persicaria-foliosa-1263>.

SLU Artdatabanken. 2022g. Flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*).  
<https://artfakta.se/artbestamning/taxon/Margaritifera%20margaritifera-101268>

Sone, B. N. 2015. Uranium speciation, bioavailability, and uptake in atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr and the influence of pH. Master's thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås.

Soucek, D. J. *et al.* 2011. Influence of water hardness and sulfate on the acute toxicity of chloride to sensitive freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 30(4), pp. 930-938.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

Stubblefield, W. A., Van Genderen, E., Cardwell, A. S., Heijerick, D. G., Janssen, C. R., & De Schamphelaere, K. A. 2020. Acute and chronic toxicity of cobalt to freshwater organisms: using a species sensitivity distribution approach to establish international water quality standards. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(4), 799-811.

Sweco. 2018. Miljökonsekvenser i LKAB:s recipienter Rakkurisystemet, Luossajärvi, Luossajoki och Pahtajoki/Rautasälven – I dag och vid sökt verksamhet.

Tamario, C., & Degerman, E., 2017. Flodpärlmusslan i landskapet – Spatials faktorer påverkan på utbredning och rekrytering. SLU Aqua reports 2017:14.

Thorstad, E. B., Økland, F., Aarestrup, K., & Heggberget, T. G. 2008. Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18(4), 345-371.

US EPA. 1988. Water quality standards criteria summaries: A compilation of state/federal criteria. Washington D.C.

van Dam, R. A., Hogan, A. C., McCullough, C. D., Houston, M. A., Humphrey, C. L., & Harford, A. J. 2010. Aquatic toxicity of magnesium sulfate, and the influence of calcium, in very low ionic concentration water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(2), 410-421.

van Herwijnen, R. & Verbruggen, E.M.J. 2014. Water quality standards for uranium. Proposal for new standards according to the Water Framework Directive. RIVM Letter Report 270006003/2014. National Institute for Public Health and the Environment. Bilthoven, Nederländerna.

Westling, T., Toräng, T., Haldin, M. & Naeslund, M. 2020. Sveriges arter och naturtyper i EU:s art och habitatdirektiv. Resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013–2018. Naturvårdsverket, Stockholm.

WFD, 2005a. EQS, substance data sheet. Cadmium and its compounds.

WFD. 2005b. EQS, substance data sheet. Mercury and its compounds.

WFD, 2011a. Lead EQS Dossier. Lead and its compounds.

WFD, 2011b. Nickel EQS Dossier. Nickel and its compounds.

WFD-UKTAG. 2007. Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: Ammonia (un-ionised).

Whitman, R. P., Quinn, T. P. and Brannon, E. L. 1982. Influence of Suspended Volcanic Ash on Homing Behavior of Adult Chinook Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*. 111(1). pp. 63–69.

WSP. 2020. Spridning och spädning av bräddvatten från Kaunis Iron AB i Muonioälven.

PM: Uppdaterade bedömningar av påverkan på akvatiska organismer utifrån KIAB:s ansökan om gruvverksamhet vid Tapuli, Sahavaara och Palotieva

WSP. 2022a. Analys av påverkan på miljöstatus i Muonio älv.

WSP. 2022b. Verifiering av resultat från hydrodynamisk modell, Spårämnesförsök och vattenkemi i Muonio älv.

VISS. 2022. Vatteninformationssystem Sverige - Mellajoki.

<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA93932937>. 2022-03-01